

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

# Kennisnetwerk OBN

## Duurzaam herstel van hoogveenlandschappen

*Kennis, praktijkervaring en kennisleemten bij de inrichting  
van hoogveenkernen, randzones en bufferzones*



# Duurzaam herstel van hoogveenlandschappen

***Kennis, praktijkervaring en kennisleemten  
bij de inrichting van hoogveenkernen,  
randzones en bufferzones***





© 2017 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2017/OBN212-NZ  
Driebergen, 2017

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BII12 en het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Foto voorkant      Nigula (Zuid-west Estland). Fotograaf Gert-Jan van Duinen

Samestelling      Gert-Jan van Duinen, Stichting Bargerveen  
                         Jos von Asmuth, KWR  
                         Arnaut van Loon, KWR  
                         Sake van der Schaaf  
                         Hilde Tomassen, Onderzoeksbureau B-Ware

Druk                      Deze uitgave is te downloaden op [www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)

Productie              Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)  
                         Adres                      : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen  
                         Telefoon                 : 0343-745250  
                         E-mail                     : [info@vbne.nl](mailto:info@vbne.nl)

# Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, PAS, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

De Natura 2000-kernopgaven voor de Nederlandse hoogveenrestanten zijn gericht op behoud en kwaliteitsverbetering van zowel hoogveenkernen, als overgangs- of randzones van de hoogvenen. Door hydrologische maatregelen en inrichtings- en beheersmaatregelen zijn in de sterk aangetaste restanten van onze hoogveenlandschappen in de afgelopen decennia veenvormende vegetaties ontwikkeld. Op kleine schaal is zelfs sprake van actief hoogveen (H7110A). Daarbij is een prangende vraag hoe duurzaam het herstel op *microniveau* is en welke aanvullende maatregelen in of rondom de hoogveenrestanten nodig zijn.

Naast het microniveau komt de vraag aan de orde wat nu nodig is om vanuit de veenmosgroei een robuust en zichzelf regulerend hoogveensysteem te laten ontwikkelen (herstel op *mesoniveau*). En wat is nodig om overgangszones optimaal in te richten en goed te kunnen vaststellen wat de (on)mogelijkheden zijn voor de ontwikkeling van de van nature aanwezige gradiënten tussen een hoogveenkern en de minerale omgeving (herstel op *macroniveau*).

Omdat we bij de Nederlandse hoogvenen altijd te maken hebben met 'geamputeerde' restanten van een voorheen groter hoogveensysteem en een sterk antropogeen beïnvloede omgeving, is het noodzakelijk een realistisch handelingsperspectief te hebben voor het herstel op de verschillende schaalniveaus. De huidige indicatoren voor de monitoring van hoogveenherstel geven vooral informatie voor het standplaatsniveau, maar hoe kunnen we het hoogveenherstel op de hogere schaalniveaus het beste monitoren?

Dit rapport is bedoeld om bestaande basiskennis die nodig is voor een duurzame inrichting van hoogveenrestanten en hun overgangs- en bufferzones (dus herstel op *micro*-, *meso*- en *macroniveau*; par. 2.5 en 2.6) beschikbaar te maken voor Nederlandse situaties. Kennis met betrekking tot herstel van standplaatscondities (*microniveau*) is gepubliceerd in onder andere enkele OBN-rapporten; in de volgende hoofdstukken wordt daarnaar verwezen.

Ik wens u veel leesplezier.

Teo Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie





# Inhoudsopgave

<b>Inhoudsopgave</b>	<b>6</b>
<b>Samenvatting</b>	<b>13</b>
<b>Summary</b>	<b>17</b>
<b>1 Duurzaam herstel van hoogveenlandschappen</b>	<b>21</b>
1.1    Waarom dit rapport?	21
1.2    Kennis van hoogveensystemen	21
1.2.1    Wat is hoogveen?	21
1.2.2    Hoe ziet een hoogveenlandschap eruit?	22
1.2.3    Hoe werkt een hoogveen?	24
1.2.4    Waarom hoogveenherstel?	24
1.2.5    Hoe hoogveen herstellen?	24
1.3    Leidraad aanpak van herstelmaatregelen voor hoogvenen	25
1.4    Inrichtingsmaatregelen voor herstel van een hoogveensysteem en een hoogveenlandschap	29
1.4.1    Maatregelen voor herstel mesoniveau	29
1.4.2    Omgaan met peilverschillen tussen compartimenten	32
1.4.3    Eisen aan bufferzones	33
1.4.4    Herstel op macroniveau: rand- en bufferzones	34
1.4.5    Ecosysteemdiensten in hoogveenlandschappen	36
1.5    Monitoring van hoogveenherstel	37
<b>2 Achtergronden</b>	<b>39</b>
2.1    Natura 2000-opgaven en probleemstelling	39
2.2    Water essentieel voor venen	41
2.3    Hoogvenen in het landschap	42
2.4    Aantasting van hoogvenen	44
2.5    Schaalniveaus in het hoogveenlandschap	48
2.6    Rol van schaalniveaus in het hoogveenherstel	49
2.7    Modellen, referenties en schaalniveaus	52
<b>3 Onderdelen en biodiversiteit van het hoogveenlandschap</b>	<b>54</b>
3.1    Onderdelen van een hoogveensysteem	54
3.1.1    Gradiënten in de hoogveenkern	54
3.1.2    De lagg	56
3.1.3    Soaks, flushes en overgangsvenen	60
3.1.4    Soorten in intacte hoogveengradiënten	61
3.2    Referenties vegetatieontwikkeling en –patronen	64

3.2.1	Beschikbare informatiebronnen	64
3.2.2	Ierse hoogvenen	65
3.2.3	Historische beschrijving hoogveengradiënt	65
3.2.4	Historische beschrijving hoogveengradiënt	67
3.3	Laggs in gradiënttypen actief hoogveen (PAS)	72
3.3.1	Typering lagg Nederlandse hoogvenen	72
3.3.2	Vegetatie gradiënten actief hoogveen	72
3.3.3	Sturende processen lagg	72
3.3.4	Standplaatscondities lagg	73
3.3.5	Voorbeeldgebieden gradiënttypen	73
3.4	Onderzoek laggs Noord-Amerika (Canada)	76
3.4.1	Chemische karakteristieken van een lagg	76
3.4.2	Vegetatie lagg	77
3.4.3	Belang herstel lagg	78
3.5	Lagg Sharavogue bog (Ierland)	79
3.5.1	Minerotrofe lagg vegetaties	79
3.5.2	Ombrotrofe vegetaties in afgegraven delen (cutover bog)	81
3.5.3	Graslanden	81
3.6	Gradiënten in Nederlandse hellingveentjes	83
3.6.1	Brunsummerheide	83
3.6.2	De Breukberg	85
3.7	Gradiënt Aamsveen als voorbeeld	87
3.7.1	Historische beschrijving van het Aamsveen	87
3.7.2	Maatregelen hoogveenherstel	89
3.7.3	Heischrale graslanden Aamsveen	89
3.7.4	Mogelijkheden voor herstel en uitbreiding heischrale graslanden	91
3.8	Knelpunten gradiënten	91
3.8.1	Verdroging	91
3.8.2	Verzuring van het grondwater onder invloed van bemesting	92
3.8.3	Vermesting	92
3.8.4	Verandering in het veenreliëf	93
3.8.5	Grondwatervervuiling	93
3.8.6	Compartimentering van hoogveenrestanten	93

#### **4 Zelfregulering in hoogvenen 94**

4.1	Zelfregulatiemechanismen in hoogvenen	94
4.2	Hydrologie van min of meer natuurlijke hoogvenen	94
4.2.1	Aan- en afvoer van water	94
4.2.2	Het mechanisme van de afstroming	94
4.3	Hydrologische condities voor een hoogveenregime: potentiële acrotelmcapaciteit	104
4.3.1	Het concept van de potentiële acrotelmcapaciteit	104
4.3.2	Kritische potentiële acrotelmcapaciteit in Nederland	104
4.3.3	Het ruimtelijke verloop van de potentiële acrotelmcapaciteit	105
4.4	Verticale beweging van het veenoppervlak	105
4.4.1	Inklinking	105
4.4.2	Mooratmung en veengroei	110

4.1	Hydrologische interacties met de omgeving	116
4.1.1	De twee hoofdstromen	116
4.1.2	Zijdelingse afstroming	116
4.1.3	Wegzijging	117
4.2	Het concept van systeemgebonden afvoer	119
4.2.1	Handhaven van de hoge waterstand	119
4.2.2	Uitspoeling van een overmaat aan nutriënten	119
4.2.3	Het op peil houden van de zuurgraad	120
4.2.4	Betekenis voor het beheer en beleid	120
<b>5</b>	<b>Analyse van uitgangssituaties en ontwikkeling van herstelstrategieën</b>	<b>123</b>
5.1	Uitgangssituaties voor herstel	123
5.2	Ontwikkeling van herstelstrategie	124
5.3	Analyse van de geohydrologische situatie	127
5.4	Hydrologische bufferzones en reservaatsgrootte	127
5.4.1	Nut van hydrologische bufferzones	127
5.4.2	Geohydrologische informatie	128
5.4.3	Hoogte van het restveen boven de uitgeveende omgeving	129
5.4.4	Sloten in een bufferzone	133
5.4.5	Bergingscoëfficiënt en wegzijgingsverliezen uit bufferzone	133
5.4.6	Berging van extra water: ecosysteemdienst en nut voor het reservaat zelf	133
5.4.7	Randlengte en oppervlakte	135
5.5	Omgaan met ruimtelijke samenhang en ontwikkelingen in de tijd	136
5.5.1	Ruimtelijke variatie in Nederlandse hoogveenrestanten	136
5.5.2	Ontwikkelen van randzones als vervangende habitats	140
5.5.3	Ruimtelijke positie van kern en ondersteunende gebiedsdelen	141
<b>6</b>	<b>Inrichten van bufferzones en overgangszones</b>	<b>142</b>
6.1	Rol van bufferzones en overgangszones	142
6.1.1	Definitie	142
6.1.2	CASUS: Bufferzones rondom het Bargerveen	143
6.2	Herstel laggs en overgangszones	145
6.2.1	Vertaling naar Nederlandse situatie	145
6.2.2	CASUS: Ontwikkeling nieuwe laggs in UK	145
6.2.3	Herstelmaatregelen hoogveengradiënt (PAS)	146
6.2.4	CASUS: Buffer- en randzones rondom het Fochteloërveen	148
6.3	Biodiversiteit en beheer buffer- en overgangszones	153
6.3.1	CASUS: Fochteloërveen – Variatie in de buffers	153
6.3.2	CASUS: Haaksbergerveen – Vegetatie oostelijke randzone Siberië	153
6.4	Effect bufferzone op stikstofdepositie	153
6.5	Fosfaatproblematiek voormalige landbouwgronden	155
6.5.1	Vernatting van fosfaatrijke veenbodems	156
6.5.2	Natuurontwikkeling op bemeste veengronden	158
6.5.3	Verschraling van fosfaatrijke bodems	159

<b>7</b>	<b>Inrichtings- en beheersmaatregelen binnen restanten</b>	<b>162</b>
7.1	Interne hydrologische maatregelen	162
7.1.1	Folieschermen	162
7.1.2	Omkaden van een reservaat	163
7.1.3	Het afdammen of dempen van watergangen en greppels	164
7.1.4	Compartimenteren	167
7.1.5	Het bepalen van wegzijging uit een hoogveenreservaat	167
7.2	Omgaan met peilverschillen tussen compartimenten	169
7.2.1	Doelen en voorwaarden	169
7.2.2	Hoogveenontwikkeling stimuleren in 'lage' compartimenten	170
7.2.3	CASUS: Schaaphokswijk	170
<b>8</b>	<b>Monitoring van kwaliteitsindicatoren</b>	<b>176</b>
8.1	Visie op monitoring en kwaliteit, in relatie tot schaal	176
8.1.1	Nut en noodzaak van een theoretisch raamwerk	176
8.1.2	De monitorings- en kwaliteitscyclus	176
8.1.3	Beoordelen van kwaliteit en herstel: de referentie	178
8.1.4	Van kwaliteit naar maatregel	179
8.1.5	Meetmethoden in relatie tot ruimtelijke dimensies	180
8.1.6	Raamwerk voor monitoring op verschillende schaalniveaus	181
8.2	Omgeving (macroschaal)	183
8.2.1	Inleiding	183
8.2.2	Klimaat	185
8.2.3	Atmosfeer	187
8.2.4	Hydrologie	200
8.3	Systeem (mesoschaal)	203
8.3.1	Inleiding	203
8.3.2	Waterbalans en fluxen	204
8.3.3	Oppervlak	207
8.3.4	Ondergrond	212
8.3.5	Inrichting en beheer	214
8.4	Standplaats (microschaal)	215
8.4.1	Inleiding	215
8.4.2	Waterstanden en stijghoogtes	216
8.4.3	Waterkwaliteit	217
8.4.4	Bodem	219
8.5	Neerschaling en opschaling	221
8.5.1	Neerschaling	221
8.5.2	Opschaling	222
8.6	Flora en faunamonitoring	224
8.6.1	Monitoring volgens "Werkwijze Monitoring Beoordeling Natuurnetwerk – Natura 2000/PAS"	224
8.6.2	Evaluatie monitoring Bargerveen	226
8.6.3	Kartering habitatype Actieve hoogvenen (H7110A)	227
8.6.4	CASUS: Monitoring vegetatie en entomofauna Engbertsdijkswenen	229
8.6.5	Ecotopen kartering (Ierland)	232
8.6.6	Ecotopenkartering met satelietbeelden (Nigula)	236
8.6.7	Veranderingen in ecotopen (Clara bog, Ierland)	236



8.6.8	Veranderingen in bos en avifauna (Nigula, Estland)	239
8.6.9	Belangrijkste adviezen monitoring vegetatie en fauna	239
<b>9</b>	<b>Ecosysteemdiensten</b>	<b>241</b>
9.1	Inleiding	241
9.2	Waterberging	241
9.2.1	Hoogveenkern	241
9.2.2	Bufferzone	241
9.3	Biodiversiteit	242
9.4	Watervoorziening	243
9.5	Verlaging broeikasgasemissie	246
9.5.1	CASUS: Deurnsche Peel en Mariapeel	247
9.5.2	Koolstofvastlegging na vernattingsmaatregelen	250
9.5.3	Broeikasgasbalans veenmosteelt	250
9.6	Voedsel- en biomassaproductie	251
9.6.1	Hoogveenkern	251
9.6.2	Bufferzone	251
9.7	Synthese hoogveenherstel en ecosysteemdiensten	253
<b>10</b>	<b>Literatuur</b>	<b>255</b>
	<b>Bijlagen Hydrologie</b>	<b>273</b>
<b>1</b>	<b>Enkele hydrologische grootheden</b>	<b>274</b>
1.1	Overzicht	274
1.2	Grondwaterstand en verzadigde zone	274
1.3	Stijghoogte	274
1.4	Doorlatendheid en de wet van Darcy.	275
1.5	Doorlaatvermogen en het gedrag van de acrotelm	276
1.6	Waterstand en kD in een hoogveen met acrotelm. Een getallenvoorbeeld	277
1.7	Verticale weerstand	278
1.8	De bergingscoëfficiënt	279
<b>2</b>	<b>Potentiële acrotelmcapaciteit (PAC)</b>	<b>280</b>
2.1	Wat is de PAC?	280
2.2	Kritische potentiële acrotelmcapaciteit in Nederland	280
2.3	Het ruimtelijke verloop van de potentiële acrotelmcapaciteit	281
<b>3</b>	<b>Bepaling van de verticale weerstand van resthoogveen met de kolommethode</b>	<b>284</b>
3.1	Doel	284

3.2	Werkwijze	284
3.3	Beperking	285
3.4	Uitwerking van de meting	285
<b>4</b>	<b>De aangepaste piëzometermethode voor het bepalen van de horizontale doorlatendheid in veen</b>	<b>286</b>
4.1	Doel	286
4.2	De oorspronkelijke meetmethode en zijn bezwaren in veen	286
4.3	De aan veen aangepaste methode	287
4.4	De meting	288
4.5	Uitwerking van de meetgegevens	288
<b>5</b>	<b>Gebruik van de vergelijkingen van Mazure bij de bepaling van hydrologische afhankelijkheid van de omgeving</b>	<b>292</b>
5.1	Doel	292
5.2	Inleiding	292
5.3	Eén peilcompartiment	293
5.4	Twee en drie peilcompartimenten	294
5.5	Een rond reservaat in een wijde omgeving	298
<b>6</b>	<b>Berekening van de drainageweerstand in ontwaterd gebied</b>	<b>299</b>

# Dankwoord

De auteurs danken alle mensen die hebben bijgedragen aan de totstandkoming van dit rapport. Verschillende terreinbeheerders gaven informatie over het herstelbeheer dat zij uitvoeren, hoe zij keuzes maken voor maatregelen, wat de resultaten hiervan zijn en tegen welke kennislacunes zij oplopen. We noemen met name Rick Ruis (Staatsbosbeheer, Haaksbergerveen), Martin Snip (Natuurmonumenten, Fochteloërveen), Jans de Vries en Piet Ursem (Staatsbosbeheer, Bargerveen) en Martin Carree (Staatsbosbeheer, Peelvenen). Peter van der Molen, Thomas de Meij, Corine Geujen, Fons Smolders, Matthijs Schouten, André Jansen, Ab Grootjans, Wim Wiersinga en Nicko Straathof dachten mee met de opzet van het rapport en de inhoud ervan, of gaven commentaar op het rapport. Daarnaast danken we alle deelnemers aan de workshop bij de start van het project voor hun inbreng.

# Samenvatting

## Werken aan duurzaam hoogveenherstel

De Natura 2000-kernopgaven voor de sterk aangetaste restanten van onze hoogveenlandschappen zijn gericht op behoud en kwaliteitsverbetering van hoogveenkernen en hun randzones (ook wel *laggs* genoemd). Vanwege het streven naar een duurzaam herstel doet zich de vraag voor: Hoe komen we vanuit de veenmosgroei die binnen compartimenten plaatsvindt (herstel op *microniveau*) tot een robuust en zichzelf regulerend hoogveensysteem, waarin de beheerder nauwelijks meer hoeft in te grijpen om het in stand te houden (herstel op *mesoniveau*)? Welke aanvullende maatregelen in of rondom de hoogveenrestanten zijn hiervoor nog nodig?

In hoogveenlandschappen komen van nature naast hoogveenkernen ook overgangen (gradiënten) tussen deze kernen en het omringende landschap voor: de *lagg*, of een andere vorm van overgangszone, bijvoorbeeld met een overgangsveen en laagveen of moeras. Deze overgangssituaties zijn belangrijke leefgebieden voor bedreigde, kenmerkende soorten van hoogveenlandschappen. Daarom speelt de vraag hoe de overgangszones tussen het hoogveen en de omgeving optimaal ingericht kunnen worden en hoe goed kan worden vastgesteld wat de mogelijkheden zijn voor de ontwikkeling van de overgangen (gradiënten) in hoogveenlandschappen (herstel op *macroniveau*).

## Vanuit restveen, via veenmosgroei naar een robuuste kern

Voor de duurzame instandhouding van hoogvenen en hun typische soorten is het een essentiële stap dat zich één of meerdere kerntjes van actief hoogveen (*acrotelm*) ontwikkelen. Actief hoogveen heeft een goed ontwikkelde veenmosvegetatie, waarin bultvormende veenmossoorten een groot aandeel hebben. Op termijn kunnen deze kerntjes ontwikkelen tot één of meer robuuste hoogveenkernen, waarin de natuurlijke terugkoppelingsmechanismen zorgen voor duurzame instandhouding. Voor de hydrologische stabiliteit zijn de hellingshoek van het veenpakket, de waterstand in het gebied en de omvang van het reservaat van doorslaggevend belang. Wanneer de groei van veenmossen en de stapeling van veen in de afzonderlijke compartimenten op gang is gekomen, kan geleidelijk toegewerkt worden naar een meer vloeiende overgang tussen aangrenzende compartimenten.

In de praktijk is vaak gebleken dat alleen interne maatregelen niet toereikend zijn om de noodzakelijke hydrologische stabiliteit te bereiken. Om de condities voor veenvorming op orde te krijgen, kunnen maatregelen noodzakelijk zijn in aangrenzende compartimenten of de ruimere omgeving binnen of buiten het hoogveenrestant. Wanneer de veenlaag in een reservaat is gereduceerd tot een dunne laag bovenop een zandondergrond, is de wegzijging vrijwel altijd te groot en daardoor de waterstandsfluctuatie veel te groot. Een hydrologische bufferzone kan in deze situatie nodig zijn om wegzijgingsverliezen uit het reservaat te beperken.

Voor het plannen van maatregelen is het noodzakelijk dat de huidige geohydrologische situatie in en rond het hoogveenrestant goed bekend is. Daarvoor kan aanvullend bodemonderzoek noodzakelijk zijn. Voor het inschatten en monitoren van de relevante waterstromen, zoals verdamping en wegzijging kan de combinatie van metingen van waterstanden en -afvoeren en hydrologische modellering via tijdreeksmodellen nauwkeurige resultaten opleveren. De hydrologische modellering is in het geval van hoogveenrestanten wel lastig en verdient nader onderzoek, onder meer vanwege de ruimtelijke heterogeniteit in het gebied, de aanwezigheid van dammen en het functioneren van een *acrotelm*. Ook varieert de doorlatendheid van het veen in de tijd door inklinking en afbraak. Verder kan de

oppervlakkige uitdroging van veen en veenmossen in droge perioden de verdamping beperken, terwijl toename van grassen en berken voor een hogere verdamping kan zorgen.

### **Vanuit compartimenten naar een goed functionerend hoogveensysteem**

Een hoogveensysteem met compartimenten en peilverschillen daartussen is in de huidige situatie vaak noodzakelijk, maar op langere termijn ongewenst. Dit belemmert namelijk de verdere ontwikkeling naar een robuust systeem, met daarin variatie in ecotopen als gevolg van waterstroming door de acrotelm. Voor de korte termijn is het verkleinen van peilverschillen tussen compartimenten echter geen doel op zich: het waterpeil in een compartiment is optimaal als het optimaal is voor de omstandigheden voor veenmosgroei en flora en fauna binnen het compartiment (en/of aangrenzende gebiedsdelen). Bij goede veenmosgroei en veenvorming zal het veenmos op de langere termijn boven de randen (kades) van het compartiment uitgroeien. Op dat moment kunnen geleidelijk aan de peilverschillen worden opgeheven. Let daarbij wel op dat de peilveranderingen niet te groot zijn, want dat kan populaties van kenmerkende planten- en diersoorten op gebiedsniveau in gevaar brengen. Dit risico kan beoordeeld worden op basis van kennis van de verspreiding van betreffende soorten in het gebied. In het geval van dieren is het belangrijk de functie van onderdelen van het gebied voor een soort in de beoordeling mee te nemen.

Op de korte termijn is een belangrijke functie van bufferzones het verbeteren van de waterhuishouding, bijvoorbeeld via afname van wegzijging vanuit het reservaat. Daarnaast kunnen bufferzones een belangrijke functie vervullen in het creëren van een buffer tussen voedselarme natte natuur en voedselrijke droge (landbouw)omgeving, het tegengaan van vervuiling, invangen van atmosferische stikstof door bomen, of opvang van ganzen, zodat deze minder of niet in het hoogveen komen en daar geen vermesting (guanotrofiëring) veroorzaken. Bufferzones kunnen tegelijkertijd ook dienen als regenwaterbuffer voor de omgeving, zodat (piek)neerslag tijdelijk opgevangen kan worden en het oppervlaktewatersysteem in de omgeving niet overbelast wordt. Elk van deze doelen heeft zijn eigen consequenties voor de omvang en inrichting, die afhankelijk zijn van de concrete situatie in het gebied. Voor de langere termijn dient voldoende ruimte gereserveerd te worden om de natuurlijke ontwikkeling van het hoogveen niet te frustreren. Bufferzones of randzones kunnen daar een rol in spelen.

### **Ontwikkeling van soortenrijke overgangen**

De geohydrologische situatie van het hoogveen en het aangrenzende landschap zijn sterk bepalend voor de kwaliteiten die in de overgangszone of bufferzone gerealiseerd kunnen worden en de potenties die er zijn voor planten- en diersoorten. Om de mogelijkheden en beperkingen voor herstel van soortenrijke overgangen goed in beeld te krijgen, is het belangrijk vooraf een goede analyse te maken van de specifieke terreinsituatie: zowel de landschapsecologische of geohydrologische situatie van het gebied, als de bodem- en waterkwaliteit en de aanwezige flora en fauna van de overgangszone. Het is belangrijk te weten dat de herstelmogelijkheden voor gradiënten verschillen sterk tussen:

1. hoogveenrestanten die hoger liggen dan hun (ontgonnen) omgeving en
2. hoogveenrestanten in laagten (of kommen).

Herstel van gradiënten in grondwaterinvloed over grotere oppervlakten en op hun oorspronkelijke locatie is eigenlijk alleen mogelijk in veenrestanten die in laagten zijn gelegen. Hier kunnen in een verstoorde vorm gradiënten en delen van de lagg nog aanwezig zijn en er is vaak nog toestroom van lokaal, basenrijker grondwater aanwezig of te herstellen. Het is vaak veel moeilijker om gradiëntrijke overgangen te herstellen rond hoog in het landschap gelegen restanten. Dat kan bijvoorbeeld wel waar hogere (dekzand)ruggen binnen of naast het hoogveengebied liggen. Het dempen van sloten en verwijderen van bos op de rug kan leiden tot het uittreden van lokaal grondwater in de flanken of aan de voet van de rug.

Herstel van randzones zal vaak op voormalige landbouwgronden moeten plaatsvinden. In de toplaag van is als gevolg van het agrarische gebruik meestal veel fosfaat aanwezig, zeker wanneer er nog een moerige bodem is. Voor een bufferzone, die alleen als doel heeft de



hydrologie van het veenrestant te ondersteunen, hoeft dat op zich geen probleem te zijn, tenzij het water vanuit de buffer het hoogveen in kan stromen. Wanneer het doel is een soortenrijke randzone te ontwikkelen, zal men van de fosfaatvoorraad af moeten komen. Afplaggen is een mogelijkheid, maar kan ongewenste effecten hebben op de hydrologie van het gebied. Verschraling van fosfaatrijke bodems kan een alternatief zijn voor afplaggen. Maaien en afvoeren is alleen effectief om bestaande (gewenste) vegetaties in stand te houden. Uitmijnen kan een goede aanpak zijn om de hoeveelheid fosfaat in de bodem te verlagen. Teelt van bijvoorbeeld Riet, Lisdodde, *Azolla* of Wilg (paludicultuur) kan in natte omstandigheden van bufferzones wellicht succesvol worden toegepast, al dan niet als tijdelijke maatregel.

### **Ecosysteemdiensten in hoogveenlandschappen**

De inrichting van het hoogveenlandschap heeft als primair doel het behoud of de ontwikkeling van natuurwaarden in de hoogveenkern en eventuele overgangszones of laggs. Omdat hoogveenkernen en laggs uiterst gevoelig zijn voor invloeden van buitenaf, leggen de zwaarwegende natuurdoelen een grote claim op de mogelijkheden voor mede-ruimtegebruik van het hoogveenlandschap. Ze zijn daarmee ook bepalend voor de mogelijkheden voor de ontwikkeling of verzilvering van andere ecosysteemdiensten dan biodiversiteit. Desalniettemin zijn er binnen de kaders die het hoogveenherstel stelt diverse mogelijkheden voor ecosysteemdiensten in de hoogveenkernen en daaromheen. De meest kansrijke opties zijn ondersteunend aan het herstel van de hoogveenkern en gaan daar vrijwel automatisch mee samen: vastleggen van broeikasgassen en in hydrologische bufferzones waterberging en natte landbouw (of paludicultuur).

### **Monitoring van hoogveenherstel**

De (a)biotische factoren die bepalend zijn voor het in meerdere of mindere mate slagen van hoogveenherstel zijn niet los van elkaar te zien. De factoren op een lager schaalniveau zijn ingebed in die op een hoger schaalniveau en worden daardoor beïnvloed en medebepaald. Een lage omgevingskwaliteit op macroniveau (te hoge stikstofbelasting, ontwatering van de omgeving) is daarbij de regel in de Nederlandse situatie. Het zou onterecht zijn om de ontwikkeling van hoogvenen af te lezen aan slechts één of enkele parameters of factoren. De verschillende monitoringsresultaten op de verschillende schaalniveaus kunnen samengevat worden in een kwaliteitsschema, waarin de samenhang tussen en kwaliteit op de verschillende schaalniveaus overzichtelijk en in samenhang wordt gepresenteerd.

Het vlakdekkend monitoren van de beweging van het hoogveenoppervlak met behulp van een drone geeft informatie over veengroei, inklinking en ontwikkeling van de helling van het hoogveen en is dus een praktisch realiseerbare optie voor monitoring van de ontwikkelingen op mesoschaal. Voor het volgen van het herstel van het (hydrologisch) functioneren op alle schaalniveaus is de monitoring van waterstanden via een goed netwerk van peilbuizen een geëigend middel.

Voor het herstel op macroschaal is informatie over grondwaterkwaliteit belangrijk om te kunnen bepalen of vegetatietypen van meer gebufferde, basenrijkere standplaatsen tot ontwikkeling kunnen komen. Deze vegetatietypen zijn vaak kwetsbaar en het is belangrijk om eventuele veranderingen in grondwaterinvloed en/of -kwaliteit tijdig te signaleren. Door het monitoren van de (grond)waterkwaliteit en -stand zal eerder gesignaleerd worden dat er problemen zijn. Pas in een later stadium zal dit ook te zien zijn in veranderingen in de vegetatiesamenstelling.

Om inzicht te krijgen in de ontwikkeling van de functionele aspecten van het hoogveensysteem, is het belangrijk dat de ontwikkeling van actief hoogveen en de verspreiding van bultvormende veenmossen (niet als vegetatietype, maar de soorten!) goed worden gemonitord. Op het mesoschaalniveau is in natuurlijke hoogveenkernen variatie in ecotopen ontwikkeld, samenhangend met het vochtregime en de hellingshoek. Op de kortere termijn is in de sterk vergraven Nederlandse hoogvenen van deze natuurlijke variatie nog geen sprake. Wel is het in beeld brengen en volgen van de aanwezigheid en oppervlakte van verschillende standplaatstypen, of variatie in vegetatiesamenstelling, structuur en

waterstand nuttig. Daarmee kan de beheerder namelijk ook volgen hoe het voorkomen van terreincondities, die belangrijk zijn voor kenmerkende flora en fauna, zich ontwikkelt. Beeldmateriaal verkregen met behulp van een drone, maar ook satellietbeelden, is hierbij zeer behulpzaam.

Voor de monitoring van planten- en diersoorten wordt aanbevolen in elk geval de landelijke selectie van typische- of kwaliteitssoorten voor het hoogveen aan te houden. Als aanvulling daarop kan het zinnig zijn soorten te monitoren om gewenste ontwikkelingen van gradiënten te volgen, of de afname van andere kwetsbare soorten voldoende te signaleren. Dan zullen de betreffende kwetsbare soorten of goede indicatoren voor gradiënten meegenomen moeten worden in de monitoring (bijv. veenvlinders, Speerwaterjuffer, Spiegeldikkopje). Om inzicht te hebben in de ontwikkeling van andere diergroepen en de daarvoor relevante (variatie in) terreincondities kan de soortensamenstelling en verspreiding van aquatische en terrestrische entomofauna worden vastgelegd, met lage frequentie en steekproefsgewijs, gevolgd door monitoring van relevante (variatie in) terreincondities. Indien de herstelstrategie ook betekent dat soorten en bijv. heischrale graslanden in het reservaat afnemen en in een nieuw ingerichte randzone zich zullen moeten ontwikkelen, dient de mate waarin deze verschuiving optreedt, gemonitord te worden.

# Summary

## **Working for sustainable raised bog restoration**

Natura 2000 targets for the highly degraded remnants of raised bog landscapes are preserving and restoring raised bogs (mire expanse) and their marginal zones, as well. To what degree recovery is possible and how this can best be achieved depends on the site conditions in the reserve and its landscape ecological situation. Resulting from hydrological measures and management peat-forming vegetation has developed in recent decades. The aim of sustainable recovery raises the following questions. How can the recovery of peat moss growth (recovery at *micro scale*) within compartments develop to a robust and self-regulating bog system in which the site manager does not need to intervene to conserve the system (recovery at *meso scale*)? What additional measures in and around the bog remnants are still needed to reach this goal?

In intact bog landscapes there are transitions (gradients) between mire expanses and the surrounding landscape: the *lagg* or other types of transitional habitats, like a transitional mire, fen or marsh. These transitions are important habitat for endangered species of bog landscapes. Therefore, the question needs to be answered how the transitions between the bog (mire expanse) and the surrounding landscape can be optimally managed and how to assess the possibilities for the development of such transitions (gradients) in bog landscapes (recovery at the *macro scale*)?

## **From rest peat, via peat moss growth towards a robust bog**

For the sustainable conservation of bogs and their typical species it is essential that the preconditions for the development of a peat moss vegetation containing hummock building *Sphagnum* species are realized on a sufficiently large area. Then one or more small active raised bogs (*acrotelm*) can develop and over time merge to one or more robust bog massives where the natural feedback mechanisms ensure sustainable conservation. For the hydrological stability, the slope of the bog massive, the water levels in the area and the size of the reserve are key factors. After the growth of peat moss and the accumulation of peat has started in the different compartments, one can gradually work towards more gradual transitions between adjacent compartments.

Often internal measures are not sufficient to achieve the necessary hydrological stability. To restore the preconditions for peat accumulation, measures may be necessary in adjacent compartments or on a larger scale within or outside the bog remnant. When the peat layer in a reserve is reduced to a thin layer covering the sandy subsoil the water loss by infiltration is too large. A buffer zone (hydrological protection zone) can be necessary in this situation to raise the ground water table in the mineral subsoil under the remaining peat layer to reduce water loss from the reserve.

For the planning of measures, the actual geohydrological situation in and around the bog remnant must be clear. For assessing and monitoring the relevant water flows, such as evaporation and infiltration, the combination of measurements of water levels and outflow in the field and hydrological modelling by time series models yield accurate results. The modelling is difficult and deserves further investigation in the case of bog remnants. This is due to the spatial heterogeneity in the area because of the effects of human interventions in the peat body, differences in elevation, the presence of dams and a functioning *acrotelm*, which plays an important role in surface runoff and spatial redistribution of water. In addition, the permeability of the peat varies over time due to degradation and settling. Furthermore, the superficial desiccation of peat and peat moss in dry periods reduces

evaporation, while an increased evaporation will be caused by an increase of grasses and birch, due to nitrogen deposition and desiccation.

### **From compartments to a functioning bog system**

A raised bog system with compartments and differences in elevation and water table between them is unnatural and undesirable in the long term, because it impedes the development of a robust bog ecosystem with variation in ecotopes resulting from water flow through the *acrotelm*. For the short term, however, reducing these differences between compartments is not a goal in itself: the water level is optimal if it is optimal for the conditions for *Sphagnum* growth and flora and fauna within the compartment (and/or adjacent areas). With good growth of *Sphagnum* mosses and peat formation *Sphagnum* will in the long term grow over the dams (bunds) of the compartment. At that stage, too large level differences in elevation and water table between compartments hinder the coalescence into one raised bog massive and thus also impede the hydrological self-regulation and the development of natural variation within the mire expanse. If water tables are modified it is important that populations of plant and animal species characteristic of bog landscapes persist within the reserve. This can be judged on the basis of knowledge of the distribution of the species concerned in the reserve and in the case of animals the function of elements within the reserve for a species can be considered.

In the short term, the primary function of buffer zones is to improve the hydrological situation in the reserve by reducing water loss from the reserve due to infiltration. In addition, buffer zones may play an important role in creating a buffer between the nutrient-poor and wet nature reserve and the nutrient-rich and drained (agricultural) surroundings, preventing pollution, capturing atmospheric nitrogen by trees, or offering alternative habitat for geese, reducing their presence in the bog, where they cause eutrophication. Buffer zones can also serve as a rainwater buffer, retaining (peak) precipitation and thereby preventing overload of the surface water system in the adjacent area. Each of these aims has its own implications for the size and structure of the zone, which depend on the specific situation in the area. For the longer term enough space should be reserved so as not to frustrate the natural development of the bog. Buffer zones or transitional zones can play a role in this respect, as well.

### **Development of species-rich transitions**

The hydrogeological conditions of the bog and the surrounding landscape greatly determine the qualities that can be achieved in the transitional zone or buffer zone and the potential habitat for plant and animal species. Historical references and references abroad help to get a picture of the structure and species composition of gradients in bog landscapes and possible variation therein. Case studies show that development of transition and buffer zones is valuable for biodiversity including typical species of bog edges or *laggs*. To get a good idea of the opportunities and constraints for restoration of species-rich transitions, making a good analysis of the specific terrain conditions is important: both the landscape ecological and hydrogeological situation of the region, and the soil and water quality and the flora and fauna present in the transition zone. Possibilities for restoration of gradients differ considerably between:

1. bog remnants laying high relative to their (cultivated) surroundings and
2. bog remnants in depressions.

Restoration of gradients in groundwater influence over larger areas and in their original location are only possible in bog remnants that are located in depressions. Here - albeit in a degraded form - gradients and parts of the *lagg* may still be present and there is often influx of local, base-rich groundwater present or restorable. The perspectives for recovery of transitions with gradients are limited around bog remnants that are situated high in the landscape, but there are definitely opportunities here and there, that must be recognized and require appropriate measures. This is the case, for example, for higher (sandy) ridges located in the area, where infilling of drainage ditches and removal of forest can result in upwelling of very local groundwater.

The top layer of the soil of former agricultural land usually has a high concentration of phosphate, especially when there is a peat soil. In a buffer zone, which primarily aims to support the hydrology of the bog, this is not necessarily a problem, unless the water from the buffer flows into the bog. When the aim is to develop a species-rich transitional zone, one will want to get rid of the high amount of phosphate. Topsoil removal is an option, but can have undesirable effects on the hydrology of the area. Impoverishment of phosphate-rich soils may be an alternative. Mowing and hay removal is only effective in order to maintain existing (desired) vegetation types. Cropping can be an effective approach to impoverish the soil. In wet situations, cultivation of for example Reed, Cattail, *Azolla* or Willow (*paludiculture*) may be successful as a temporary measure in buffer zones.

### **Ecosystem services in bog landscapes**

The primary aim of the conservation and restoration of raised bog landscapes is the maintenance or development of nature in the raised bog and transitional zones or *laggs*. Since mire expanses and *laggs* are extremely sensitive to external influences, these important nature objectives thus determine the potential for developing ecosystem services other than biodiversity. Nevertheless, within the framework of bog restoration there are several options for ecosystem services in the bog reserve and its buffer zones. The most promising options support the restoration of the bog and go side by side with it virtually automatic: reducing emission or sequestration of greenhouse gases by rewetting the drained peat layer and developing a living raised bog and in hydrological protection zones water retention and wet agriculture (*paludiculture*).

### **Monitoring of bog restoration**

The (a)biotic factors that determine the extent of the success of raised bog restoration cannot be seen apart from each other. The factors on a lower spatial or organizational scale are embedded in those of a higher scale and thereby influenced and determined. A low quality environment at the macro scale (high nitrogen load, drainage) is generally the case in the Dutch situation. This can and must be compensated for where possible by taking measures to improve the quality at meso scale and micro scale. It would be wrong to judge the development of bogs by only one or a few parameters or factors. The various monitoring results on the different scale levels can be summarized in a quality scheme, in which the coherence and quality of the various scales can be presented clearly and coherently. The full cover monitoring of the movement of the bog surface (growth and / or compaction) with the aid of a drone provides information about peat accumulation, settling and development of the slope of the bog, and is thus a practically useful option for monitoring of the developments at the meso scale. To monitor the recovery of the (hydrological) function at all scale levels the monitoring of water tables by means of a good network of monitoring wells is an appropriate method.

Considering the restoration at the macro scale, information on groundwater quality is important to be able to determine whether vegetation types of more buffered, base-richer conditions can develop. These vegetation types are often vulnerable and it is important to promptly identify any changes in groundwater influence and/or quality. By monitoring the (ground) water quality and water table it will be possible to earlier detect problems. Only after a lag time, problems will also become visible through changes in the vegetation composition.

To gain insight in the development of the functional aspects of the bog system, it is important that the development of (patches of) active raised bog and distribution of hummock-building peat moss species (not as vegetation type, but the species!) are adequately monitored. At the meso scale the development of natural ecotopes within mire expanses is not yet an issue in the Dutch raised bogs. However, the assessment and monitoring of the presence and size of various types of (micro)habitat, or variation in vegetation composition, vegetation structure and water table are useful. This allows the site manager to follow the developments in the occurrence of habitat conditions, which are important for characteristic flora and fauna. Images and data obtained by means of a drone, as well as satellite images, is very helpful in this respect.



For the monitoring of plant and animal species it is recommended to monitor at least the nationwide selection of quality species or typical species for the raised bog habitat type. In addition, to detect desired developments of gradients, or a decrease in other vulnerable species the particular vulnerable species or suitable indicators of bog gradients should be included in the monitoring (eg. typical bog butterflies or *Coenagrion hastulatum*). To get insight in the development of other animal groups and their relevant (variation) in site conditions, the species composition and distribution of aquatic and terrestrial entomofauna can be assessed with low frequency, followed by monitoring of the relevant (variation) in site conditions. If the restoration strategy also includes that species of eg. *Nardus* grasslands will decrease in the reserve, but should develop in a newly created transitional zone, the degree in which that shift occurs, must be monitored.

# 1 Duurzaam herstel van hoogveenlandschappen

## 1.1 Waarom dit rapport?

De Natura 2000-kernopgaven voor de Nederlandse hoogveenrestanten zijn gericht op behoud en kwaliteitsverbetering van zowel hoogveenkernen, als overgangs- of randzones van de hoogvenen (ook wel laggs genoemd). Door hydrologische maatregelen en inrichtings- en beheersmaatregelen zijn in de sterk aangetaste restanten van onze hoogveenlandschappen in de afgelopen decennia veenvormende vegetaties ontwikkeld. Op kleine schaal is zelfs sprake van actief hoogveen (H7110A). Daarbij is een prangende vraag hoe duurzaam het herstel op microniveau is en welke aanvullende maatregelen in of rondom de hoogveenrestanten nodig zijn. Verder komt nu de vraag aan de orde wat nu nodig is om vanuit de veenmosgroei zoals die in compartimenten plaatsvindt (herstel op *microniveau*) een robuust en zichzelf regulerend hoogveensysteem te laten ontwikkelen (herstel op *mesoniveau*)? En wat is nodig om overgangszones optimaal in te richten en goed te kunnen vaststellen wat de (on)mogelijkheden zijn voor de ontwikkeling van de van nature aanwezige gradiënten tussen een hoogveenkern en de minerale omgeving (herstel op *macroniveau*)?

Omdat we bij de Nederlandse hoogvenen altijd te maken hebben met 'geamputeerde' restanten van een voorheen groter hoogveensysteem en een sterk antropogeen beïnvloede omgeving, is het noodzakelijk een realistisch handelingsperspectief te hebben voor het herstel op de verschillende schaalniveaus. De huidige indicatoren voor de monitoring van hoogveenherstel geven vooral informatie voor het standplaatsniveau (De Hoop *et al.* 2011), maar hoe kunnen we het hoogveenherstel op de hogere schaalniveaus het beste monitoren?

Dit rapport is bedoeld om bestaande basiskennis die nodig is voor een duurzame inrichting van hoogveenrestanten en hun overgangs- en bufferzones (dus herstel op *micro*-, *meso*- en *macroniveau*; par. 2.5 en 2.6) beschikbaar te maken voor Nederlandse situaties. Kennis met betrekking tot herstel van standplaatscondities (*microniveau*) is gepubliceerd in onder andere enkele OBN-rapporten; in de volgende hoofdstukken wordt daarnaar verwezen. Verder is kennis en ervaring uit binnen- en buitenland gebundeld. Ook worden kennislacunes gesignaleerd.

## 1.2 Kennis van hoogveensystemen

Om de juiste maatregelen te nemen voor het herstel van hoogvenen, is het belangrijk begrip te hebben van een aantal essentiële aspecten van hoogveenlandschappen en hoe deze functioneren. Hieronder wordt een korte introductie gegeven, met verwijzingen naar volgende hoofdstukken en andere publicaties.

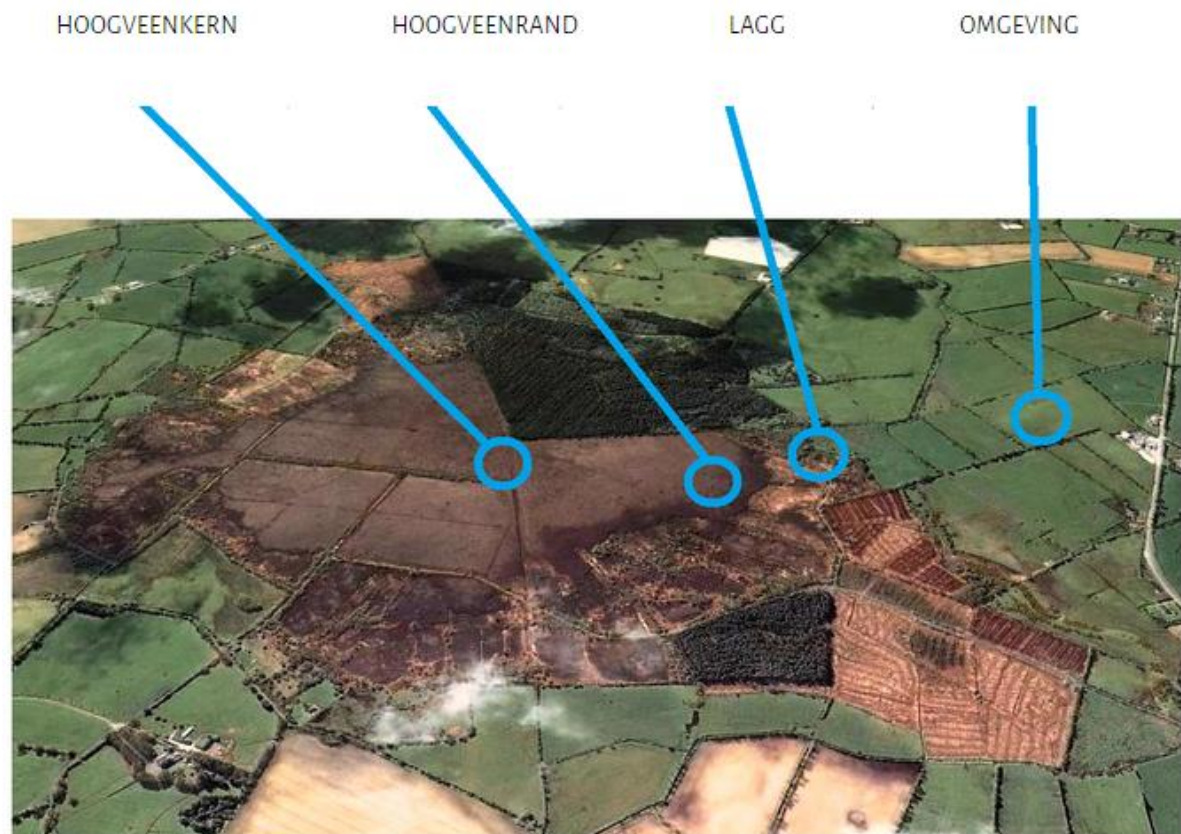
### 1.2.1 Wat is hoogveen?

Een hoogveen is een landschap dat hoofdzakelijk gevormd wordt door veenmossen en voor zijn watervoorziening en voedingsstoffen volledig afhankelijk is van neerslag uit de lucht. Doordat hemelwater van nature heel weinig voedingsstoffen bevat, is een hoogveen een voedselarme omgeving. Deze natte, voedselarme omstandigheden zijn essentieel voor het

voortbestaan van het hoogveen. Onder natte omstandigheden stapelt het gevormde plantenmateriaal zich op en wordt een veenpakket gevormd, dat water uitstekend kan vasthouden. Zo kan een hoogveen uitgroeien tot een natte 'koepel'. Een goed functionerend hoogveen kan zichzelf in stand houden en is goed bestand tegen extreme gebeurtenissen, zoals zeer droge zomerperiodes. (Lees meer in hoofdstuk 43.1.)

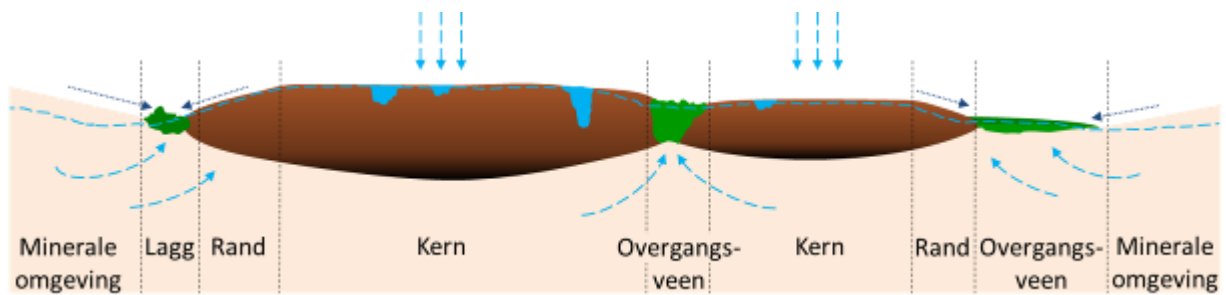
### 1.2.2 Hoe ziet een hoogveenlandschap eruit?

Een hoogveenlandschap is van nature opgebouwd uit verschillende onderdelen. Ze zijn hieronder aangegeven in een luchtfoto en een schematische dwarsdoorsnede. Een hoogveen is ingebed in het omringende landschap. Het hoogveenlandschap wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van één of meerdere hoogveenkernen, waar veenmossen domineren. In ongestoorde hoogveenlandschappen bevinden zich overgangen (gradiënten) tussen de kernen en het omringende landschap. De zone waarin het zure en mineraalarme water dat toestroomt vanuit de hoogveenkern mengt met het meer gebufferde en mineraalrijkere (grond)water dat vanuit de omgeving toestroomt wordt 'lagg' genoemd (term vanuit het Zweeds). De overgangszone kan ook bestaan uit een zogenaamd overgangssveen en een laagveenmoeras. Deze overgangssituaties vormen een belangrijk leefgebied voor bedreigde, kenmerkende soorten van hoogveenlandschappen. (Lees meer in paragraaf 3.1.)



**Figuur 1.1. Luchtfoto van Girley Bog (Co. Meath, Ierland). Dit hoogveen is duidelijk aangetast door ontwatering, turfwinning en bosbouw, maar de verschillende onderdelen van het hoogveenlandschap zijn nog wel te herkennen.**

Figure 1.1. Aerial view of girley Bog (Co. Meath, Ireland). This raised bog is clearly affected by drainage, peat extraction and forestry, but the different parts of the bog landscape are still recognizable.



**Figuur 1.2. Schematische dwarsdoorsnede van een hoogveen in zijn omgeving.**

Figure 1.2. Schematic cross section of a raised bog and the mineral land in which it is embedded.

### **Hoogveenkern**

De hoogveenkern is het 'hart' van een hoogveenlandschap. Een intacte hoogveenkern wordt gekenmerkt door de dominantie van veenmossen en de welving van het gevormde veenpakket. In Nederland hadden de hoogvenen vaak de vorm van een lens of horlogeglas, zoals in de schematische dwarsdoorsnede hieronder is weergegeven. Binnen zo'n hoogveenkern zijn veenmosbulten, slenken, veenmostapijten en poelen te onderscheiden (par. 3.1.1).

In een goed functionerende hoogveenkern is het altijd nat, ook in droge zomerperiodes. Doordat hemelwater van nature heel weinig voedingsstoffen bevat, is een hoogveenkern een voedselarme omgeving. Verder is de zuurgraad hoog (lage pH), wat samen met de slechte afbreekbaarheid van het organisch materiaal van veenmossen gunstig is voor de doorgaande opstapeling van veen. Deze natte, voedselarme en zure omstandigheden zijn essentieel voor het voortbestaan van het hoogveen.

### **Hoogveenrand**

De rand van een hoogveenkern bestaat van nature hoofdzakelijk uit een vegetatie van hogere bulten met onder andere Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*). De randzone van de hoogvenen zoals die in Nederland voorkwamen, werd vaak gekenmerkt door het voorkomen van hoogveenbossen. In het rond 1800-1900 grotendeels ontboste Nederland waren de randen van de meeste hoogveencomplexen mogelijk grotendeels boomloos. Kleine dennen of berken kwamen met geringe dichtheid wellicht wel voor. De randen van grotere hoogvenen waren doorsneden met geulen, waardoor water oppervlakkig werd afgevoerd.

### **Lagg of overgangszone**

Een hoogveen is ingebed in het omringende landschap. Het hoogveenlandschap wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van één of meerdere hoogveenkernen en overgangen naar dat omringende landschap. Op die overgangen kan de zogenaamde lagg (term vanuit het Zweeds) liggen. Deze is visueel te herkennen als een scherpe overgang in soortensamenstelling en vegetatie. Hier mengt afstromend water uit de hoogveenkern zich met water dat vanuit naastliggende zandruigten of de diepere ondergrond toestroomt (par. 3.1.2).

Hoogvenen worden niet altijd door een lagg omringd. Het veen kan ook bijvoorbeeld begrensd worden door een beek of rivier. Dan is wel een andere vorm van overgangszone aanwezig, bijvoorbeeld met een overgangsveen en laagveen of moeras.

Binnen de lagg of overgangszone komen allerlei overgangen (gradiënten) in vochtigheid, waterkwaliteit, bodemkwaliteit en hoogte voor. Daardoor heeft de lagg of overgangszone een hoge biodiversiteit: veel planten- en diersoorten vinden hier een geschikte leefomgeving: vanwege de bijzondere omstandigheden die in zo'n gradiënt voorkomen, of vanwege de combinatie van verschillende ecotopen binnen de actieradius van een dier.

### **De omgeving rondom het hoogveen**

De omgeving waarin het hoogveen is gelegen, heeft een sterke invloed op hoe een hoogveen zich in de loop van eeuwen heeft ontwikkeld. In intacte hoogvenen is de omgeving nu nog bepalend voor de aard van de grondwatervoeding van de lagg of overgangszone. Daarin zijn tenminste twee varianten te onderscheiden (par. 3.3; Everts *et al.* 2014):

- Actief hoogveen in basenarme omgeving: hier is een gradiënt ontwikkeld van minerale bodems met invloed van basenarm grondwater, via veenbodems met invloed van basenarm grond- en veenwater, naar het hoogveen dat enkel door regenwater gevoed wordt.
- Actief hoogveen in basenrijke omgeving: hier is een gradiënt aanwezig van minerale bodems met invloed van basenrijk grondwater, via veenbodems met invloed van basenrijk grondwater, naar het hoogveen dat enkel door regenwater gevoed wordt.

### **1.2.3 Hoe werkt een hoogveen?**

Water is essentieel voor hoogvenen, zowel voor de ontwikkeling, als voor de instandhouding en het herstel ervan. Voor hoogvenen is het noodzakelijk dat water het hele jaar door beschikbaar is voor de planten. Ook in droge zomerperioden, waarin het weinig regent, moet het nat genoeg zijn. De veenmossen en het veenpakket spelen daarin een onmisbare rol. Voor een goed begrip van het functioneren van een hoogveen is het essentieel om te begrijpen dat veen, planten en water nauw met elkaar samenhangen en helemaal van elkaar afhankelijk zijn (par. 2.2).

- De **planten** (en vooral de veenmossen) bepalen de vorming van het veen en de eigenschappen ervan, zoals het vasthouden en doorlaten van water.
- De **waterhuishouding** (kwaliteit en hoeveelheid) bepaalt welke planten er groeien, of veen wordt gevormd en de structuur van het veen.
- De **veenstructuur** en de vorm van het **veenpakket** bepalen hoe het water in het hoogveen stroomt en hoe stabiel de waterstand is.

Deze onderlinge verbanden betekenen ook dat als één van de onderdelen verandert, de andere onderdelen ook veranderen. Niet perse meteen, maar op den duur onvermijdelijk. Een goed functionerend hoogveen kan zichzelf in stand houden, ook gedurende bijvoorbeeld droge zomers of bij neerslagpieken, dankzij een aantal zelfreguleringsmechanismen die functioneren door de eigenschappen van de veenmossen en het veenpakket (par. 2.2 en hoofdstuk 4).

### **1.2.4 Waarom hoogveenherstel?**

Venen bedekten vroeger een groot deel van Nederland en een groot deel van de veenlandschappen was hoogveen. Van dit karakteristieke landschap is vrijwel niets meer over (par. 2.4) en de planten en dieren (biodiversiteit) die van dit landschap afhankelijk zijn zijn bedreigd. Door de ontginning van de venen en de aftakeling van de veenrestanten vervullen ze hun functie als waterbuffer en opslag van koolstof (methaan, CO<sub>2</sub>) niet meer. Het verdrogen en daardoor verteren van veen en het winnen van turf zorgt voor verlies van het archief dat het veen in feite heeft opgebouwd gedurende de ontwikkeling. Daarom is het herstel van hoogvenen gericht op:

- Biodiversiteit (par. 9.3)
- Landschapsbehoud
- Opslag van broeikasgassen (par. 9.5)
- Regenwaterbuffer (par. 9.2 en 9.4)
- Behoud van archief voor historie en klimaat

### **1.2.5 Hoe hoogveen herstellen?**

De kwaliteit van de Nederlandse hoogveenrestanten gaat dankzij een groot aantal herstelmaatregelen meestal niet meer achteruit en op veel plekken zelfs vooruit. De oppervlakte actief hoogveen, dat zichzelf in stand kan houden, bedraagt in Nederland nog



slechts enkele tientallen hectaren (Janssen *et al.*, 2013). Een deel van dit areaal actief hoogveen bevindt zich in de zogenaamde heideveentjes (habitattypen H7110B). In de restanten van de voorheen grotere hoogveenlandschappen is momenteel minder dan 10 ha actief hoogveen (H7110A) aanwezig; verreweg het grootste deel van de hoogveenrestanten is herstellend hoogveen (H7120). In de afgelopen jaren is in de restanten van de grotere hoogveenlandschappen de oppervlakte actief hoogveen wel toegenomen en gezien de positieve ontwikkelingen in de restanten wordt een uitbreiding verwacht. Dit als gevolg van reeds uitgevoerde herstelmaatregelen en herstelprojecten die nog in uitvoering zijn, of gepland zijn.

De maatregelen zijn vooral gericht op het weer nat maken van hoogveenrestanten en het tegengaan van de gevolgen van de jarenlange verdroging en de te hoge belasting met stikstof uit de lucht. Welke mate van herstel van een hoogveen mogelijk is en op welke manier dat herstel het beste bereikt kan worden, is afhankelijk van de uitgangssituatie van het betreffende veenrestant (zie hoofdstuk 5). Om onduidelijkheden en verwarring over mogelijke toekomstbeelden bij hoogveenherstel te voorkomen, is het van wezenlijk belang zo scherp mogelijk voor ogen te hebben wat verwacht wordt bij een herstelproject in een concreet gebied.

Bij het formuleren van passende doelen voor een gebied en voor de ontwikkeling van een passende herstelstrategie is het belangrijk inzicht te hebben in:

- de ontwikkeling en het functioneren van het oorspronkelijke hoogveenlandschap in zijn landschapsecologische setting,
- de verschillende aantastingen en het huidige functioneren van het landschap in relatie tot het voorkomen van planten- en diersoorten binnen het restant en
- de mogelijkheden en beperkingen voor herstel.

Kennis van het functioneren van hoogveensystemen (zie hoofdstuk 4), een landschapsecologische systeemanalyse (Van der Molen *et al.*, 2010) van het hoogveenrestant in zijn omgeving en een stapsgewijze aanpak (par. 1.3) helpen bij de ontwikkeling en uitvoering van een herstelstrategie voor een concreet hoogveenrestant. Daarbij zijn referentiebeelden en reconstructies van intacte situaties van hoogveenlandschappen nuttig om een beeld te vormen van hoe hoogveenkernen en overgangssituaties eruit kunnen zien en welke soorten en terreincondities daarbij kunnen horen (zie hoofdstuk 3).

Het is helaas niet mogelijk om de hoogveenlandschappen van vroeger compleet te herstellen, met al hun variatie en soortensamenstelling. Er is immers sprake van belangrijke en grotendeels onomkeerbare veranderingen, zoals aantasting van de regionale waterhuishouding, verandering in de kwaliteit van regenwater (met name door toename van stikstof), grootschalige vervening en intensief gebruik van de omgeving. Dit maakt dat steeds zorgvuldig moet worden nagedacht welke doelen realistisch zijn en welke maatregelen prioriteit moeten hebben bij de ontwikkeling van een 'modern hoogveen', dat ook nog eens tegen een stootje kan, bijvoorbeeld door een droge zomer. Daarbij is het belangrijk niet alleen zorg te dragen voor het behoud van de kenmerkende hoogveensoorten en de uitbreiding van veenmossen, vanwege hun sleutelrol in het functioneren van een hoogveensysteem. Het traject van hoogveenherstel zal uiteindelijk moeten leiden tot een situatie waarin de zelfregulering (hoofdstuk 4) weer zoveel mogelijk functioneert.

### **1.3 Leidraad aanpak van herstelmaatregelen voor hoogvenen**

Hieronder worden 6 fasen in de uitvoering van hersteltrajecten uitgewerkt volgens het PROMME-concept (zie paragraaf 5.2) met vragen en aandachtspunten die uit de praktijkervaring en in dit onderzoek naar voren zijn gekomen. Het doorlopen van deze vragenlijst heeft als doel het gebied goed te analyseren en op basis van de relevante

informatie in het hersteltraject de juiste stappen te zetten voor de betreffende gebiedssituatie. De lijst is bedoeld als leidraad bij de voorbereiding en uitvoering van herstelprojecten in en om hoogveenrestanten.

### **Welke problemen?**

*Huidige situatie hoogveenrestant en omgeving analyseren: welke problemen zijn er?*

In welke mate is het hoogveensysteem gedegradeerd?

Wat voor type hoogveen is het (geweest)? (Restant van een komveen, of van een veel groter lenshoogveen?)

Welke delen van het vroegere hoogveenlandschap zijn verdwenen door ontginning of turfwinning? Alleen resten van hoogveenkern, of zijn nog delen van de vroegere gradiënt aanwezig?

Hoe functioneerde het hoogveensysteem vroeger? Hoe functioneert het nu en op welke schaal? (Een landschapsecologische systeemanalyse (LESA) en vergelijking met een referentiebeeld zijn hier nuttige instrumenten om de situatie helder in beeld te krijgen.)

Wat is de situatie nu in het hoogveenrestant?

Is actief hoogveen aanwezig? Waar gaat de ontwikkeling van de door veenmossen gedomineerde vegetatie goed? (richting vorming van een acrotelm, dus met bultvormende veenmossoorten) Waar niet?

Zijn (relict)populaties van karakteristieke flora en fauna aanwezig? Welke trends? Zijn ze beperkt tot onderdelen van het restant? Zijn het van nature soorten van de hoogveenkern, van gradiënten tussen kern en omgeving, van laggs?

Zijn storingssoorten (flora en fauna) aanwezig? Wat is de trend? (evt. per deelgebied)

Hoe stabiel zijn de waterstanden in het gebied (evt. deelgebieden)?

### **Welke oorzaken?**

*Wat zijn de oorzaken voor de geconstateerde problemen?*

Zijn onderdelen van vroegere gradiënten vanuit de hoogveenkern naar de omgeving nog aanwezig (evt. ten dele; in mozaïek als gevolg van hoogveenexploitatie)? Of zijn deze door turfwinning en ontginning volledig verdwenen?

Is er teveel verlies van water?

Door turfwinning en ontginning grote hoogteverschillen ontstaan tussen het restveenpakket en de omgeving?

Verlies van water via watergangen (lateraal, wegzijging) en scheuren in het veenpakket? Waar in het gebied?

Verlies van water via wegzijging door dun veenpakket met te hoge doorlatendheid? Waar in het gebied?

Stroomt grond- of oppervlaktewater van buiten het reservaat naar binnen? Wat is de kwaliteit ervan? (chemische analyse, indicatie via vegetatie)

Welke herstelmaatregelen zijn tot nu toe genomen? Wat hebben die opgeleverd (hydrologie, vegetatie, fauna, andere ecosysteemdiensten)?

Wat is niet bereikt, maar werd wel nagestreefd?

Wat is de depositie van stikstof?

Liggen er belangrijke bronnen van emissie van stikstof in de buurt?

### **Welke doelen?**

*Welke doelen zijn er voor het gebied?*

Welke zijn de reeds geformuleerde doelen? Verplichtingen, instandhoudingsdoelen, kernopgaven habitats en soorten Natura 2000? Beheerplan?

Zijn deze doelen realistisch?

Zijn de doelen voldoende concreet geformuleerd in termen van soorten en vegetaties?

Of in termen van terreincondities en sturende processen? (niet in termen van uitvoering van maatregelen of alleen habitatype!)

Zijn verschillende doelen verenigbaar, of tegenstrijdig? Passend bij situatie van verschillende deelgebieden?

Welke maatregelen zijn nodig om de doelen te bereiken en zijn die mogelijk?

Zijn de doelen voldoende ambitieus?

Is meer mogelijk dan als doel is geformuleerd? Herstel van gradiënt, macro- of mesoschaal mogelijk in plaats van alleen herstel microschaal?

Wordt op termijn een -binnen de bestaande of toekomstige mogelijkheden- voldoende robuust systeem ontwikkeld?

Afwegen van mogelijkheden en belemmeringen bij doelstelling (krachtenveldanalyse)

Is herstel op macroschaal mogelijk (welke aspecten wel/niet)? Of alleen mesoschaal (functionerende hoogveenkernel)? Of alleen microschaal (ontwikkeling kerntjes actief hoogveen)?

(On)mogelijkheden voor herstel van gradiënten of randzones tussen hoogveenrestant en omringend landschap (=macroschaal)

Vaststellen door uitvoering LESA (zie methodiek LESA, Van der Molen e.a. 2010)

Hoe functioneerde het veen(landschap) vroeger?

Welke degradatie is opgetreden en hoe functioneert het nu?

Referenties gradiënten gebruiken ter inspiratie: beschrijvingen van historische en buitenlandse voorbeelden intacte situaties of leren van herstel in andere binnen/buitenlandse restanten

Welke soorten van gradiënten zijn aanwezig? Hoe gaan die reageren op maatregelen? Voor welke soorten kunnen kansen gecreëerd worden?

Wat zijn de doelstellingen vanuit beleid (instandhoudingsdoelstellingen) en beheer (beheerplan)?

Gaan (hoogveen)doelen in reservaat ten koste van bestaande natuurwaarden? Is dit te voorkomen door bijv. randzones tijdig in te richten, zodat soorten van natuurlijke randzones daar hun natuurlijke leefomgeving kunnen vinden?

Wat is het bestaand en toekomstig gebruik van de omgeving?

Welke ingrepen in de hydrologie van de omgeving hinderen momenteel het hoogveenherstel: grondwateronttrekking, drainage, waterkwaliteit toestromend grond- of oppervlaktewater?

Welke mogelijkheden zijn er voor de reductie van stikstofdepositie in het gebied?

Welke mogelijkheden zijn er voor een buffer- of randzone? (verwerving gronden, functieverandering)

### **Welke maatregelen?**

*Welke maatregelen zijn nodig om de doelen te bereiken?*

Vaststellen noodzaak hydrologische ondersteuning door bufferzone om hoogveendoelstelling te kunnen realiseren.

Is ondersteuning nodig voor herstel op microschaal: veenvorming en acrotelm in compartimenten in het restant? Is daarbij een bufferzone nodig voor hydrologische stabiliteit?

Is ondersteuning nodig en mogelijk voor herstel op mesoschaal: realiseren duurzaam functionerende hoogveenkern met acrotelm over grote oppervlakte? Vereist dit een groter gebied dan het bestaande restant?

Uitwerking van benodigde ingrepen op hoofdlijnen.

Welke interne maatregelen zijn noodzakelijk om in het hoogveenrestant gunstige omstandigheden te creëren voor de ontwikkeling van veenmossen en een acrotelm?

Constructie van compartimenten? Verbeteren samenhang compartimenten door peilverschillen te verkleinen en water beter in het restant vast te houden?

Opheffen van bestaande ontwatering door dempen of verondiepen van watergangen?

Is verwijderen van bomen gewenst?

Om de verdamping te verminderen en zo de waterbalans te verbeteren?

Om meer licht en een beter microklimaat voor veenmos-gedomineerde vegetatie en fauna te krijgen?

Om minder stikstof in te vangen in het gebied?

Wat zijn de (neven)effecten van deze maatregelen op flora en fauna?

Welke externe maatregelen zijn nodig voor het realiseren van de doelen op micro-, meso- en/of macroschaal?

Indien een bufferzone nodig is: Waar moet deze liggen?

Hoe groot moet de bufferzone zijn?

Hoe bufferzone inrichten? Wat zijn de vereisten of randvoorwaarden?

Welk waterpeil en hoe dit te handhaven (inlaat water?)

Kades bouwen of waterpartij graven?

Wat is de rol van bestaande ontwatering in de bufferzone?

Wat is de rol van bomen in de bufferzone of de rand van het gebied?

Waar is welke gradiënt te realiseren vanuit het hoogveen naar de nutriëntenrijkere en/of drogere omgeving?

Analyse van de geohydrologische situatie: Wat is (on)mogelijk gezien de grond- en oppervlaktewaterdynamiek en -kwaliteit, bodemtype en bodemkwaliteit?

Analyse randvoorwaarden voor soorten en vegetatietypen: Wat hebben (doel)soorten nodig?

Hoe omgaan met gevolgen van landbouwverleden (nutriëntenrijkdom, ontwatering)?

Analyse economische aspecten: betaalbaarheid, betrokkenheid omwonenden, paludicultuur als optie (tijdelijk of permanent)

Meenemen van omwonenden/belanghebbenden in inrichtingsplannen.

Bij inrichting rekening houden met voorkomen van ongewenste neveneffecten (wateroverlast, steekmuggen, knutten)

Opstellen van de planning en koers: Wanneer zijn welke (tussen)doelen te realiseren?

Keuze van maatregelen voor de inrichting.

Keuze van maatregelen voor (vervolg)beheer.

Welke technieken zijn beschikbaar?

Benut ervaringen van eerdere maatregelen of elders.

### **Hoe monitoren?**

*Hoe meten en monitoren we de voortgang en mate waarin de doelen bereikt worden?*

Welke indicatoren kies je om het herstel en de kwaliteit van het gebied te monitoren, en waarom?

Hoe meet en monitor je deze indicatoren?

Welke methoden en technieken zijn daarvoor voorhanden? (consequent doorvoeren gedurende hersteltraject)

Bepaal en onderbouw de keuze voor het:

Meetnet

Meetfrequentie

Kwaliteitscontrole

Databeheer

Interpretatie

Hoe leg je de uitgangssituatie vast, en wanneer is dat voldoende?

Evalueer de resultaten, in relatie tot de oorspronkelijke doelstellingen. Neem zo nodig aanvullende maatregelen.

### **Hoe uitvoeren?**

*Uitvoering van de monitoring en maatregelen*

Uitvoeringsaspecten (ervaring van terreinbeheerders én uitvoerders)

Technieken en machines: benut eerdere ervaringen binnen gebied en elders.

Beleid: wanneer zijn welke vergunningen nodig?

Financiën

Planning/doorlooptijd

Fasering van maatregelen in tijd en ruimte volgens plan, evt. bijstellen aan de hand van monitoringsresultaten

Monitoring en evaluatie: regelmatige terugkoppeling naar doelstellingen gedurende de uitvoering en waar nodig bijstelling van onderdelen of timing van de herstelstrategie.

## 1.4 Inrichtingsmaatregelen voor herstel van een hoogveensysteem en een hoogveenlandschap

De hoofdvraag voor dit rapport is:

**Welke inrichtingsmaatregelen zijn noodzakelijk voor herstel van hoogveensystemen op mesoniveau (zelfregulerend hoogveensysteem) en macroniveau (hoogveenlandschap)?**

Een hoogveenvegetatie bouwt en onderhoudt zijn eigen bodem en hydrologisch systeem. In hoogvenen is er dan ook een sterke wisselwerking tussen water, de vegetatie en het veenpakket. Ingrijpen in een of meer van deze componenten van het veensysteem leidt op kortere of langere termijn tot veranderingen door het hele systeem, zoals in de Nederlandse situatie altijd duidelijk het geval is. Ontwatering, turfwinning en overschrijding van de kritische depositiewaarde voor atmosferische stikstof betekenen 'zagen aan de poten' van het systeem. Een duurzaam, zichzelf in stand houdend hoogveensysteem wordt gekenmerkt door de dominantie van plantengemeenschappen met een autonoom (hoogveen)karakter: gemeenschappen die vooral van 'interne' factoren afhankelijk zijn en minder van 'externe' factoren. Het herstelbeheer is erop gericht weer robuuste en levende hoogveensystemen te laten ontwikkelen, met soortenrijke overgangen naar het omringende landschap. Het is belangrijk om de ruimtelijke samenhang in hoogvenen - en hoe die zich in de loop van de tijd bij verdere hoogveenregeneratie ontwikkelt - goed in het oog te houden. Een samenhangend, min of meer zelfstandig en robuust hoogveenlandschap is noodzakelijk om op termijn een systeem te bereiken, waar de terreinbeheerder veel minder intensief hoeft in te grijpen dan nu en in de voorgaande halve eeuw.

De beantwoording van deze hoofdvraag is uitgesplitst in onderstaande deelvragen en de daaronder vallende subvragen.

### 1.4.1 Maatregelen voor herstel mesoniveau

**Deelvraag Mesoniveau: Welke maatregelen zijn noodzakelijk om de randvoorwaarden voor acrotelmontwikkeling (hellingshoek, stroombaanlengte) in de Nederlandse veenrestanten te verwezenlijken?**

#### Herstel van een acrotelm

Het oppervlak van een goed ontwikkeld hoogveensysteem bestaat uit een door veenmossen gedomineerde vegetatie met een hoge bergingscapaciteit voor water (par. 4.2.2) en het gaat op en neer als gevolg van krimpen en zwellen (internationaal aangeduid met de uit het Duits afkomstige term *Mooratmung*; par. 4.4.2). Bultvormende veenmossen zijn daarin onmisbaar, vanwege hun sleutelrol in de vorming van veen met een hoge bergingscapaciteit en krimp- en zwelvermogen. Deze bovenste laag van het hoogveen wordt internationaal aangeduid met de term *acrotelm*. De wegzijging in goed functionerende hoogvenen is gering (meestal <30 mm/jaar) en de veenwaterspiegel ligt het hele jaar ongeveer aan maaiveld. Daardoor stroomt het neerslagoverschot grotendeels oppervlakkig via de acrotelm af naar de rand van het veenlichaam. De wateraanvoer op een plek in het hoogveen wordt bepaald door de afstand van die plek tot de waterscheiding en het stromingspatroon. De dikte en het doorlaatvermogen van de acrotelm op een plek in de hoogveenkern zijn afhankelijk van de aan- en afvoer van water op die locatie, die bepaald worden door de helling van het veen en de afstand tot de waterscheiding. Deze factoren komen samen in het concept van de potentiële acrotelmcapaciteit (PAC). De PAC (par. 4.3; Bijlagen Hydrologie 2) kan dienen als vuistregel en indicator voor de vraag of hoogveenontwikkeling op een bepaalde locatie op lange termijn kansrijk is of niet. Dit concept is behulpzaam gebleken bij de inschatting van de herstell potenties in (delen van) hoogveenkernen in Ierland, die wel zijn aangetast door drainage en vergraving aan de randen, of door ontwateringsgreppels, maar zelf niet of nauwelijks zijn vergraven. In intacte hoogveenkernen hangen de hellingshoek van het veen

en de dikte van de acrotelm sterk met elkaar samen en komen natte ecotopen alleen voor bij een beperkte hellingshoek, vaak in de orde van grootte van maximaal 0,5%.

Toepassing van het concept van de PAC in de Nederlandse situatie met zijn sterk aangetaste hoogveensystemen is echter niet zonder meer mogelijk. Het PAC-concept gaat uit van een hoogveensysteem met een levende acrotelm, een natuurlijke helling en een veenwaterpeil dat min of meer overal permanent aan maaiveld staat. Dit is voor de Nederlandse situatie het streefbeeld voor de langere termijn, dat ontstaat bij een goede groei en ontwikkeling van de veenvormende vegetatie. De huidige situatie in de Nederlandse hoogveenrestanten wijkt daar sterk van af, vanwege de interne hoogteverschillen die door turfwinning en ontginning zijn ontstaan en de veelal te grote fluctuaties van de waterstand. Een vloeiende helling met een levend hoogveenoppervlak binnen een hoogveenrestant is zelden of nooit aan de orde. Hoogveenontwikkeling vindt slechts over kleinere oppervlaktes plaats binnen compartimenten, wat tot de conclusie leidt dat de maaiveldhelling klein moet zijn om aan de kritische PAC-waarde voor de ontwikkeling van een acrotelm te voldoen. Bij drijftillen van veenmos en open water wordt hier vanzelf aan voldaan, omdat de maaiveldhelling er 0 is. Ook kleinere hoogveensystemen kunnen zich goed ontwikkelen, getuige ook de situatie in bijvoorbeeld de Drentse hoogveenvennen en -veentjes, en hebben in dat geval een navenant kleine hellingshoek. Of een door veenmossen gedomineerde vegetatie daadwerkelijk ontstaat en kan ontwikkelen tot een acrotelm, hangt van andere factoren af, zoals de mogelijkheid van kolonisatie en vestiging van bultvormende veenmossen en een stabiele waterstand rondom maaiveld. Wanneer veenmossen in open water moeten groeien zijn eerste vereisten een beperkte waterdiepte (30 cm of minder, afhankelijk van de kleuring door humuszuren, zodat voldoende licht doordringt in het water) en een hoge koolstofbeschikbaarheid (koolstofdioxide of methaan) (Tomassen *et al.* 2003a, Van Duinen *et al.*, 2011). Wanneer de groei van veenmossen en de stapeling van veen in de compartimenten op gang is gekomen, kan geleidelijk toegewerkt worden naar een meer vloeiende overgang tussen aangrenzende compartimenten, waarbij wel aan de minimum-PAC wordt voldaan.

In de huidige fase van hoogveenherstel kan de rol van de oppervlakkige toestroming van water voor de ontwikkeling van een acrotelm (of vooreerst nog van een door veenmossen gedomineerde vegetatie met daarin ook bultvormende veenmossoorten; herstel op microschaal) niet los gezien worden van de andere randvoorwaarden voor veenmosgroei: beschikbaarheid van koolstof en licht. Welke vernattingsstrategie de beste perspectieven biedt voor de vorming en uitbreiding van vegetaties die als actief hoogveen aangemerkt kunnen worden, is afhankelijk van het type restveen (witveen of zwartveen; par. 5.1) én van de hydrologische situatie die in het restant aanwezig is, of gecreëerd kan worden. Dit laatste is ook sterk afhankelijk van de wegzijging en de veenbasis. Vaak komen meerdere situaties wat betreft restveentype en wegzijging naast elkaar voor in een gebied. In de praktijk is vaak gebleken dat alleen interne maatregelen niet toereikend zijn om de noodzakelijke hydrologische stabiliteit te bereiken.

#### Herstel microschaal: noodzaak herstel mesoschaal en externe maatregelen

Om de condities op microschaal op orde te krijgen, kunnen maatregelen in aangrenzende compartimenten en/of de bredere omgeving binnen of buiten het hoogveenrestant noodzakelijk zijn. Ze zijn vooral gericht op het realiseren van een stabiele waterstand nabij het maaiveld over een zo groot mogelijke oppervlakte door het beperken van 1) de wegzijging en 2) de zijwaartse afvoer van water. Hoe dichter de waterstand aan maaiveld ligt, des te groter wordt het aandeel (zeer ondiep) open water en des te groter de bergingscoëfficiënt (Bijlagen Hydrologie 1). Zo worden de relatief grote waterstandsfluctuaties, die het gevolg zijn van een verdwenen acrotelm en de aanwezigheid van gedegenereerd veen tot aan het oppervlak (zie ook par. 4.2.2), verkleind. Voor het beperken van horizontale en verticale waterverliezen staan afhankelijk van de lokale situatie de volgende maatregelen ter beschikking:

- aanbrengen van een foliescherf om grondwateruitstroming te beperken (par. 7.1.1)



- omkaden van het restant om zijdelings waterverlies te beperken (par. 7.1.2);
- afdammen of dempen van watergangen en greppels (par. 7.1.3);
- compartimenteren van restveen met kades, damwanden of folie (par.7.1.4); daarmee worden belangrijke lekken en delen met geringe doorlatendheid onderling geïsoleerd en kunnen hoogteverschillen binnen het reservaat trapsgewijs worden overbrugd (par.7.2);
- verhogen van de waterstand in de minerale ondergrond door ingrepen in bovenlokale of regionale waterhuishouding en/of door aanleg van bufferzones (par. 5.4).

Veelal is een combinatie van meerdere van deze maatregelen noodzakelijk.

Voor de inrichting ten behoeve van het herstel en de duurzame instandhouding van robuuste hoogveenkernen (herstel op mesoschaal) moet uitgegaan worden van:

- 1) het realiseren van de randvoorwaarden voor acrotelmontwikkeling op microschaal op voldoende grote oppervlakte, zodat er zich een of meerdere kerntjes van actief hoogveen kunnen ontwikkelen en
- 2) het op termijn ontwikkelen van een of meer robuuste hoogveenkernen.

In die zin dient voldoende ruimte gereserveerd te worden voor de natuurlijke ontwikkeling van het hoogveen, waarin de aanvoer van water voldoende groot is en de afvoer niet te groot is, zodanig dat de acrotelm kan ontwikkelen en functioneren. De omvang van het reservaat (in verband met hydrologische stabiliteit, stroombaanlengte en voldoende aanvoer van water; par. 4.3) en de hellingshoek zijn daarin van doorslaggevend belang.

#### Informatiebehoefte en kennislacunes

Voor het plannen van maatregelen is het noodzakelijk dat de huidige geohydrologische situatie in en rond het hoogveenrestant goed bekend is (par. 5.3 en 5.4.2). Er zijn naast metingen op micro- of standplaatschaal verschillende typen hydrologisch modelgereedschap voorhanden, die behulpzaam kunnen zijn bij het inschatten en monitoren van geohydrologische parameters en waterfluxen (o.a. verdamping, wegzijging; par. 8.3.2). De modelschematisatie en -parameterisatie is in het geval van hoogveensystemen echter problematisch vanwege de volgende punten:

- De ruimtelijke heterogeniteit in hoogveensystemen is groot, o.a. vanwege alle ingrepen uit het nabije en verdere verleden en is lastig in kaart te brengen.
- Kleine hoogteverschillen in het maaiveld, de aanwezigheid van dammen en het functioneren van een acrotelm spelen een belangrijke rol in de oppervlakkige afvoer en ruimtelijke herverdeling van water.
- De doorlatendheid van (zwart)veen is in het algemeen klein, waardoor de hydrologische effecten van modelfouten navenant groot zijn. Zwartveen heeft bovendien een grote maar variabele anisotropie (= verschillende doorlatendheid in verschillende richtingen), vanwege de gelaagde opbouw en ontstaansgeschiedenis.
- Zowel de weerstand als de anisotropie van veen variëren in de tijd door inklinking en humificatie (par. 4.4.1). (Meet)gegevens van geohydrologische parameters zijn sowieso schaars, maar verouderen in het geval van veen dus ook. Hoe groot de verdamping is in hoogvenen en hoe deze door de tijd heen varieert, is onzeker. Oppervlakkige uitdroging van veen en veenmossen en de lage productiviteit kunnen de verdamping beperken, terwijl toename van grassen en berken voor een hogere verdamping kunnen zorgen.

Hydrologische modellering op standplaatsniveau via tijdreeksmodellen kan nauwkeurige resultaten opleveren en belooft de genoemde problemen te kunnen verlichten of oplossen (par. 8.5). Er is wel nader onderzoek nodig naar de opschaling en inzet van tijdreeksmodellen ten behoeve van het schatten en monitoren van geohydrologische parameters en waterfluxen in complexe hoogveensystemen en hoogveenrestanten. Modellering is uiteraard geen doel op zich, maar is nodig voor de keuze en optimalisatie van hydrologische inrichtingsmaatregelen en hydrologisch (peil)beheer, en het monitoren van de hydrologische ontwikkelingen.

Aan het herstel van een functionerend, zichzelf in stand houdend hoogveen op mesoschaal is het herstel van zowel een acrotelm, als herstel van natuurlijke afvoer van water en stoffen gerelateerd (par. 4.2). De overschrijding van de kritische depositiewaarde van stikstof nu en in het verleden stellen ons voor de vraag welke (on)mogelijkheden er zijn om de overmaat aan nutriënten uit het systeem (naast stikstof ook fosfaat) af te voeren op een manier die het functioneren van het systeem niet negatief beïnvloedt. Het is een onbeantwoorde vraag of afvoer van neerslagoverschot in natte perioden vanuit het hoogveen en eventueel ook wegzijging significant bijdragen aan afvoer van voedingsstoffen uit het hoogveensysteem.

#### **1.4.2 Omgaan met peilverschillen tussen compartimenten**

*Subvraag a: Hoe kunnen peilverschillen tussen compartimenten verkleind worden zonder de randvoorwaarden voor herstel op microniveau of de fauna aan te tasten?*

Een hoogveensysteem met compartimenten en peilverschillen daartussen is onnatuurlijk en op langere termijn ongewenst, omdat daarmee de ontwikkeling wordt belemmerd van een robuust systeem met variatie in ecotopen als gevolg van waterstroming door de acrotelm (par. 3.2.2). Het herstel blijft dan in het gunstigste geval beperkt tot kleine kernen van actief hoogveen (acrotelm op compartimentsschaal = microschaal). Voor de korte termijn is het verkleinen van peilverschillen tussen compartimenten echter geen doel op zich: het waterpeil in een compartiment is optimaal als het optimaal is voor de omstandigheden voor veenmosgroei en fauna op microschaal binnen en buiten het compartiment. Bij goede veenmosgroei en veenvorming zal het veenmos op de langere termijn boven de randen (kades) van het compartiment uitgroeien. In dat stadium kunnen te grote peilverschillen tussen compartimenten het aaneengroeien van de compartimenten tot één hoogveen belemmeren (par. 7.2).

*Verhoging of verlaging van waterpeilen* in compartimenten is aan de orde wanneer daarmee:

1. de watervoorziening van een ontwikkelende kern actief hoogveen (acrotelm; microschaal) wordt verbeterd door beperking van verticale en laterale waterverliezen en daardoor een stabielere waterstand in het betreffende compartiment kan worden gerealiseerd;
2. neerslag een langere weg aflegt voordat die het systeem verlaat, wat bijdraagt aan een betere watervoorziening van ontwikkelende of bestaande kernen actief hoogveen;
3. toegewerkt wordt naar een geringere hellingshoek rondom een ontwikkelende kern actief hoogveen, zodat deze kan uitbreiden naar of samensmelten met kernen in naastgelegen compartimenten.

*Verlaging* van waterpeilen is aan de orde wanneer daarmee ontwikkeling van kernen van actief hoogveen (acrotelm):

1. in het betreffende compartiment wordt gestimuleerd door gunstiger omstandigheden (verandering van te diepe inundatie van restveen naar stabiele plas-dras vernatting);
2. in aangrenzende compartimenten niet wordt geschaad door toename van waterverlies.

*Verhoging* van waterpeilen is aan de orde wanneer daarmee ontwikkeling van kernen van actief hoogveen (acrotelm):

1. in het betreffende compartiment wordt gestimuleerd door gunstiger omstandigheden (verandering van te lage waterstand naar stabiele plas-dras vernatting, inundatie van witveen of drijftilvorming);
2. in aangrenzende compartimenten wordt gestimuleerd door beperking van waterverlies of verbetering van watertoevoer.

Een extra criterium bij peilveranderingen is dat populaties van kenmerkende planten- en diersoorten van hoogveenlandschappen op gebiedsniveau niet in gevaar worden gebracht. Dit kan beoordeeld worden op basis van kennis van de verspreiding van betreffende soorten



in het gebied en in het geval van dieren de functie van onderdelen van het gebied voor een soort. Wanneer duidelijk is welke (variatie in) terreincondities of ecotopen belangrijk zijn, kan erop toegezien worden dat peilveranderingen zodanig worden uitgevoerd dat belangrijke terreincondities of ecotopen in voldoende mate worden behouden binnen de verspreiding van de betreffende soorten in het gebied. Paragraaf 5.5.1 beschrijft een dergelijke benadering voor de watermacrofauna van het Bargerveen. Indien het soorten betreft die van nature thuishoren in de randen of laggs van hoogvenen, valt te bezien of vervangend habitat ontwikkeld kan worden in overgangs- of bufferzones (paragraaf 5.5.2). Vanwege de tijd die nodig is voor de ontwikkeling van habitats in voormalige landbouwgronden en de kolonisatie ervan door de relevante soorten, is het belangrijk tijdig mogelijke knelpunten te signaleren en de gewenste ontwikkelingen in te zetten.

Het verkleinen van peilverschillen kan indien nodig ondersteund worden door aanvullende maatregelen. *Binnen het hoogveenrestant* is dit in het bijzonder aan de orde wanneer door peilverhoging (diepe) waterplassen ontstaan, die niet zullen dichtgroeien met veenmossen (par. 7.2.2). Te denken valt aan de maatregelen introductie van substraat of lossteken van plaggen met vegetatie, zodat dit kan gaan opdrijven en een drijftil vormt waarop veenmossen zich kunnen vestigen. Ook het introduceren van bultvormende veenmossen kan worden overwogen, wanneer deze zich niet spontaan vestigen, om zo de ontwikkeling naar een actief hoogveen te ondersteunen. *Aan de buitenrand van hoogveenrestanten* kan het voor het realiseren van de noodzakelijke stabiele waterstand in het hoogveenrestant nodig zijn een bufferzone in te richten (par. 5.4 en hoofdstuk 6).

#### **1.4.3 Eisen aan bufferzones**

*Subvraag b: Welke consequenties heeft dit voor de eisen die gesteld moeten worden aan de omvang en inrichting van bufferzones?*

Op de korte termijn staan bufferzones primair ten dienste van de ontwikkeling van actieve hoogveenkernen in het reservaat (mesoschaal), door de waterhuishouding te verbeteren via afname van wegzijging vanuit het reservaat (par. 5.4.1). Daarnaast kunnen bufferzones ook een belangrijke functie vervullen in het creëren van een buffer tussen voedselarme natte natuur en voedselrijke droge (landbouw)omgeving, het tegengaan vervuiling, invangen van atmosferische stikstof door bomen (par. 6.4), of opvang van ganzen zodat deze minder of niet in het hoogveen komen en daar geen vermesting (guanotrofiëring) veroorzaken. Bufferzones kunnen tegelijkertijd ook dienen als regenwaterbuffer voor de omgeving, zodat (piek)neerslag tijdelijk opgevangen kan worden en het oppervlaktewatersysteem in de omgeving niet overbelast wordt (par. 5.4.6 en 9.2). Elk van deze doelen heeft zijn eigen consequenties voor de omvang en inrichting, die afhankelijk zijn van de concrete situatie in een gebied. Belangrijke aspecten voor de inrichting van rand- of bufferzones die een functie hebben voor planten- en diersoorten die van nature in hoogveenlandschappen voorkomen buiten de kernen (in overgangsvenen, afvoerlaagtes of laggs) worden onder de volgende vraag besproken.

Voor de langere termijn dient voldoende ruimte gereserveerd te worden om de natuurlijke ontwikkeling van het hoogveen niet te frustreren. Bufferzones of overgangszones kunnen daar een rol in spelen. Waar de veenlaag in een reservaat is gereduceerd tot een dunne laag bovenop een zandondergrond, is de verticale weerstand aan de veenbasis laag en de wegzijging dus groot. Dan kan een hydrologische bufferzone zeer nuttig zijn om wegzijgingsverliezen uit het reservaat te beperken. Wanneer de minerale ondergrond slecht water doorlatend is en wegzijging daardoor beperkt wordt, is het hydrologische effect van een bufferzone ook beperkt. Zo'n stagnerende minerale ondergrond is echter zelden het geval, omdat het overgrote deel van de Nederlandse hoogveenrestanten op een zandondergrond ligt. Wanneer er nog een zo dikke laag restveen is dat deze ruim boven de omgeving ligt, is de hydrologische afhankelijkheid van de omgeving in principe gering (afgezien van zijwaarts waterverlies en klink, wat met goede kades kan worden

tegengegaan). Dan is het hydrologische effect van een bufferzone eveneens beperkt. Echter, in de vergraven situaties van de Nederlandse hoogveenrestanten zijn dikke veenpakketten vaak klein van omvang, doorsneden door ontwateringssloten, waardoor bufferzones niet direct voor kleinere delen met een dik veenpakket van belang zijn, maar wel voor het realiseren van een stabiele waterstand in het grotere geheel van het veenrestant.

#### 1.4.4 Herstel op macroniveau: rand- en bufferzones

**Deelvraag Macroniveau: Hoe groot moeten rand- of bufferzones zijn en hoe moeten deze worden ingericht om aan de randvoorwaarden voor herstel van vegetatie en fauna te kunnen voldoen?**

*Subvraag a: Is de grootte van de benodigde bufferzone afhankelijk van de landschapsecologische positie van het hoogveenrestant en de grondwaterstand in en om het hoogveenrestant?*

Ja. In paragraaf 5.4 en hoofdstuk 6 worden de geohydrologische eigenschappen, positie en inrichting van hoogveensysteem en bufferzone nader uitgewerkt. Daar worden bovendien methoden aangereikt om een beter gevoel te krijgen voor de grootte van bufferzones die in een bepaalde situatie nodig is. De geohydrologische situatie is altijd bepalend voor de hydrologische effecten die met een bufferzone bereikt kunnen worden en voor de typen van gradiënten die ontwikkeld kunnen worden.

*Subvraag b: Hoe kunnen (hydrologische) bufferzones zo ingericht worden dat ontwikkeling van gradiënten (met overgangsveen en/of lagg en de daarin thuishorende planten- en diersoorten en daarin sturende processen) mogelijk wordt?*

Gradiënten tussen hoogveenkernen en het omringende landschap vormen een belangrijk habitat voor bedreigde soorten van het hoogveenlandschap (par. 3.1.4). Het herstel van dergelijke gradiënten is dan ook een van de kernopgaven voor de Nederlandse hoogveenrestanten (par. 2.1). Extensieve cultuurlanden of natuurontwikkeling op voormalige xlandbouwgrond bieden als onderdeel van het hoogveenlandschap een belangrijke aanvulling op het voedselaanbod, dat in voedsel- en mineraalarme hoogveenkernen beperkt is.

Wanneer een bufferzone niet alleen de functie heeft om ongewenste invloeden vanuit de omgeving op het hoogveen te dempen, maar ook zelf een functie krijgt voor biodiversiteit en dan vooral voor soorten die van nature ook thuishoren in de overgangen tussen het hoogveen en het omringende landschap, is feitelijk niet meer sprake van puur een bufferzone, maar wordt een meer of minder soortenrijke overgangs- of randzone ontwikkeld. Zeker in dit geval vereist de inrichting bijzondere aandacht, omdat dan habitats ontwikkeld dienen te worden die daadwerkelijk bijdragen aan de biodiversiteit van het hoogveenlandschap en dan zullen ook de potenties voor gradiënten in beeld gebracht moeten worden.

De geohydrologische situatie van het hoogveen en het aangrenzende landschap zijn sterk bepalend voor de kwaliteiten die in de buffer- of overgangszone gerealiseerd kunnen worden en de potenties die er zijn voor planten- en diersoorten. In Hoofdstuk 3 worden historische en buitenlandse referenties gegeven, die helpen om een beeld te vormen van de opbouw en de soortensamenstelling van gradiënten in hoogveenlandschappen en de variatie daarin. Het is belangrijk vooraf een goede analyse te maken van de specifieke terreinsituatie, in samenhang met de doelen die voor het hoogveenreservaat gelden.

Op landschapsecologische grondslag kunnen binnen de Nederlandse hoogveenrestanten twee typen hoogveenlandschappen worden onderscheiden:

1. Hoogveenrestanten in kommen of laagten en
2. Hoogveenrestanten die hoger liggen dan hun minerale (ontgonnen) omgeving.

De herstelmogelijkheden voor gradiënten verschillen sterk tussen deze twee typen hoogveensystemen. Herstel van gradiënten in grondwaterinvloed (die in de vegetatie en fauna doorwerkt) is over grotere oppervlakten en op hun oorspronkelijke locatie eigenlijk alleen mogelijk in veenrestanten die in laagten zijn gelegen, zoals Korenburgerveen en Haaksbergerveen. Hier zijn gradiënten en delen van de lagg, weliswaar in een verstoorde vorm, nog aanwezig en er is vaak nog toestroom van lokaal, basenrijker grondwater aanwezig. Hierdoor kunnen in deze gebieden nog populaties van kenmerkende soorten van laggs of hoogveengradiënten aanwezig zijn. De Speerwaterjuffer (*Coenagrion hastulatum*) is daar een goed voorbeeld van; deze komt nog voor in het Korenburgerveen en Haaksbergerveen.

De (a)biotische omstandigheden die in deze gradiënten aanwezig zijn, worden sterk bepaald door de chemische samenstelling (basenrijkdom, zie par.3.3, en ook grondwatervervuiling, zie par. 3.8.5) van de bodem en het grondwater dat in de wortelzone komt of uittreedt (kwel). In dit type hoogveenrestanten kan met betrekkelijk eenvoudige maatregelen de grondwaterinvloed worden hersteld en daarmee gradiëntrijke overgangen vanuit het hoogveenrestant naar het omringende minerale landschap. Daarbij gaat het om het dempen of verondiepen van sloten en greppels in de overgangszone zelf, binnen het hoogveenrestant en in een relatief beperkte zone van het omringende minerale landschap (bufferzone of inzijsgebied voor lokaal grondwater). De eventuele bufferzone ligt tussen het cultuurland en de overgangszone in. Waar in de overgangszone watergangen aanwezig zijn, die water uit bovenstrooms liggende landbouwgebieden afvoeren, is omleiding daarvan zeer gewenst. Ook het verminderen of stoppen van grondwateronttrekking en in het inzijsgebied omvormen van naald- naar loofbos, of van bos naar lage begroeiingen kunnen effectieve maatregelen zijn.

De kansen voor herstel van gradiëntrijke overgangen rond hoog in het landschap gelegen restanten zijn beperkt. Deze restanten van de zure kern van het oorspronkelijke hoogveen gaan aan de rand meestal scherp over in de omliggende landbouwgronden, soms in bos of bebouwing. Het gaat hierbij vooral om restanten van de grote hoogvenen, zoals de Peelvenen, Bargerveen, Fochteloërveen en Wierdenseveld. In de flora en fauna van deze restanten ontbreken veel kenmerkende soorten van hoogveenranden en laggs. Zelfs algemenere soorten als Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) en Draadzegge (*Carex lasiocarpa*) komen hier niet of nauwelijks voor door het ontbreken van de invloed van enigszins basenrijker grondwater. De kansen voor de ontwikkeling van laggs, met een hogere basenrijkdom, zijn in dit type hoogveen nagenoeg afwezig, doordat het huidige hoogveenrestant slechts een deel van de oorspronkelijke veenkoepel is en de vroegere rand en overgangen nu volledig binnen landbouwgebied liggen.

Ook in de hooggelegen restanten liggen echter hier en daar zeker kansen, die herkend moeten worden en waar na passende maatregelen wel waardevolle overgangen kunnen ontwikkelen, veelal met vegetaties van zure tot zwak zure omstandigheden. In situaties langs de huidige randen van resterende veenpakketten waar veenwater uittreedt, of grondwater aan maaiveld kan komen, leidt het realiseren van bufferzones en dempen van sloten tussen aangrenzende percelen tot waardevolle overgangen. In bufferzones, die primair een hydrologische functie hebben, zouden zich gemeenschappen en soorten van de gradiënten van hoogvenen kunnen ontwikkelen (berkenbroeken, wilgenstruwelen). In principe ligt een bufferzone tussen het cultuurland en de overgangszone in, omdat een bufferzone nodig kan zijn om de gewenste hydrologische situatie van de overgangszone te realiseren.

Ook binnen de reservaten bestaan soms wel mogelijkheden voor de ontwikkeling van gradiënten van hoogveen naar bijvoorbeeld vochtige heide. Dit is onder andere het geval waar dekzandruggen aan de oppervlakte komen en waar in het natte jaargetijde het grondwater kan opbollen om vervolgens als lokale, zure kwel aan de flanken van zo'n opduiking weer uit te treden. In dergelijke situaties zijn zinvolle maatregelen het dempen

van watergangen die de opbolling van het grondwaterpeil verhinderen of kwel afvangen en het verwijderen van bomen die de zorgen voor een verlaging van de grondwaterstand.

Daarnaast zijn er de hoogveenvennen (H7110B), hellingveentjes en sommige laagveengebieden met successie richting overgangsveen of hoogveen, die belangrijk zijn voor soorten en gemeenschappen van hoogvenen. Hoogveenvennen (of heideveentjes) zijn klein en vaak door bos of heide omgeven. Ondanks hun kleine formaat kunnen ze door toestroom van grondwater uit de omliggende dekzandruggen zeer soortenrijk zijn. Hoogveenvennen herbergen vaak nog bijzondere soorten zoals Veenbesparelmoervlinder (*Boloria aquilonaris*) in Drentse veentjes. Deze veentjes worden veelal gevoed vanuit lokale grondwatersystemen. Herstel van hoogveenvennen, inclusief laggs, is over het algemeen relatief overzichtelijk, omdat voor herstel van het lokale hydrologisch systeem maatregelen op beperkte schaal vereist. In de meeste gevallen kan een grote slag geslagen worden door het bos op de omliggende dekzandruggen te verwijderen en door het dichten van lokale greppelsystemen, zodat grondwater weer op de flanken van de ruggen kan uittreden.

In hellingveentjes kunnen we eveneens gradiënten aantreffen, die ook als referentie voor gradiënten kunnen dienen (par. 3.6), naast buitenlandse referenties (par. 3.2).

#### 1.4.5 Ecosysteemdiensten in hoogveenlandschappen

**Deelvraag Ecosysteemdiensten: Welke ecosysteemdiensten gaan goed samen met hoogveenherstel op landschapsschaal? Onder welke randvoorwaarden zijn welke ecosysteemdiensten mogelijk in de randzones?**

De inrichting van het hoogveenlandschap heeft als primair doel bij te dragen aan het behoud of de ontwikkeling van natuurwaarden in de hoogveenkern en eventuele overgangszones of laggs. Aangezien hoogveenkernen en laggs uiterst gevoelig zijn voor invloeden van buitenaf, leggen de zwaarwegende natuurdoelen een grote claim op de mogelijkheden voor mede-ruimtegebruik van het hoogveenlandschap. Ze zijn daarmee ook bepalend voor de mogelijkheden voor de ontwikkeling of verzilvering van andere ecosysteemdiensten dan biodiversiteit (hoofdstuk 9). Desalniettemin zijn er binnen de kaders die het hoogveenherstel stelt diverse mogelijkheden voor ecosysteemdiensten in de hoogveenkernen en daaromheen. De meest kansrijke varianten zijn zowel financieel rendabel, als ondersteunend aan het herstel van de hoogveenkern. Hieronder scharen wij de volgende drie belangrijkste kanshebbers:

- 1) Het **vastleggen van broeikasgassen in hoogveenkernen**. Deze dienst gaat hand in hand met de ontwikkeling van een levend hoogveen door vernatting van gedraineerd restveen. Deze dienst wordt dus vaak al geleverd, maar nog niet omgezet in een financieel resultaat. De opbrengsten uit deze ecosysteemdienst zijn verhandelbaar als CO<sub>2</sub>-rechten (par. 9.5). De mogelijkheden daarvoor worden momenteel verkend in Nederland; in Duitsland bestaat al goede ervaring met de zogenaamde MoorFutures.
- 2) **Waterberging in bufferzones**. Deze dienst kan enerzijds bijdragen aan het verkleinen van de dimensionering van waterlopen en wateroverlast in de omgeving en kan anderzijds ten goede komen aan de effectiviteit van een bufferzone ter ondersteuning van de hydrologie van het hoogveen. De effectiviteit van een bufferzone neemt namelijk toe naarmate meer water beschikbaar is voor infiltratie naar de ondergrond. Omdat in bufferzones relatief grote peilschommelingen toelaatbaar zijn, zijn ze beter geschikt voor waterberging dan de hoogveenkern zelf, waar de waterstanden stabiel dienen te zijn voor de veenvorming (par. 9.2).
- 3) Verbouwen van **gewassen in bufferzones**. Een aantal vormen van natte landbouw (of paludicultuur) is goed mogelijk in bufferzones, zonder dat dit de werking van de bufferzone schaadt. Zo kunnen diverse snelgroeiende soorten, zoals riet en wilg, goed verbouwd worden op voormalige, voedselrijke landbouwgronden. Het oogsten

van de biomassa draagt tevens bij aan het uitmijnen van de voedselrijke bodems, zodat ze later tot hoogwaardiger natuur kunnen worden omgezet (par. 6.5). De teelt en afzetmarkt van veenmos (vermarktbaar als substraat voor tuinbouw), Lisdodde (vermarktbaar als grondstof voor isolatie- en bouw materiaal), Riet (vermarktbaar als dakriet, grondstof voor bouw materiaal of strooisel in stallen) en Grote kroosvaren (vermarktbaar als eiwitbron voor veevoeders) op landbouwkundige schaal zijn thans in ontwikkeling. Uit de eerste experimentele resultaten blijkt dat deze landbouwvormen tevens bij kunnen dragen aan het vastleggen van broeikasgassen en het verhogen van de biodiversiteit van het hoogveenlandschap (par. 9.6).

Het verwezenlijken van ecosysteemdiensten in het hoogveenlandschap is nog geen gangbare praktijk in Nederland. Om de kansen die er op dit gebied liggen te kunnen verzilveren, is het nodig om de haalbaarheid, consequenties en meerwaarde van bovengenoemde ecosysteemdiensten met business cases inzichtelijk te maken. Bij deze business cases worden verschillende diensten gestapeld en worden inrichting en activiteiten door gebiedsspecifiek maatwerk ingevuld. Hierbij is uitwisseling en bundeling van kennis uit de disciplines hydrologie, ecologie en economie noodzakelijk (par. 9.7).

## 1.5 Monitoring van hoogveenherstel

### **Deelvraag Monitoring: Welke kwaliteitsindicatoren zijn geschikt om hoogveenherstel op meso- en macroniveau te monitoren?**

De abiotische factoren op macro-, meso- en microschaal zijn niet los van elkaar te zien. De factoren op een lager schaalniveau zijn ingebed in die op een hoger schaalniveau en worden daardoor beïnvloed en medebepaald. Een lage omgevingskwaliteit op macroniveau (te hoge stikstofbelasting, ontwatering omgeving) is daarbij de regel in de Nederlandse situatie. Deze kan en moet waar mogelijk gecompenseerd worden door maatregelen die de kwaliteit op meso- en microniveau verbeteren.

Er is onvoldoende basis en rechtvaardiging voor de selectie van één of enkele parameters of factoren om als losse kwaliteitsindicator op meso- en macroniveau te dienen. Een dergelijke selectie is ook onnodig en zou geen recht doen aan de bestaande, brede monitoringspraktijk. In plaats daarvan stellen we voor om de verschillende monitoringsresultaten op 'macroschaal' samen te vatten in een kwaliteitsschema zoals gepresenteerd in paragraaf 8.5.2, waarin de samenhang tussen en kwaliteit op de verschillende schaalniveaus overzichtelijk en in samenhang wordt gepresenteerd.

Het vlakdekkend monitoren van de beweging van het hoogveenoppervlak (groei en/of inklinking) met behulp van een drone springt er uit als goede en praktisch realiseerbare optie voor monitoring van de ontwikkelingen op mesoschaal (veengroei, inklinking, ontwikkeling van de helling). Monitoring van veengroei op deze manier raakt aan de praktijk van het karteren van levend hoogveen. Er is nader onderzoek nodig om de aanwezigheid en het herstel van het (hydrologisch) functioneren objectief en reproduceerbaar vast te kunnen stellen en monitoren. Monitoring van waterstanden via een goed netwerk van peilbuizen is een geëigend middel daartoe en voor het hydrologische functioneren in het algemeen relevant. Hydrologische modellering op standplaatsniveau met een tijdreeksmodel kan nauwkeurige resultaten geven, maar toepassing en opschaling daarvan (in relatie tot schematisatie en parameterisatie van hydrologische modellen) dient nader uitgewerkt en onderzocht te worden.

Voor het herstel op macroschaal is informatie over grondwaterkwaliteit belangrijk om te kunnen bepalen of bijvoorbeeld vegetatietypen van meer gebufferde, basenrijkere standplaatsen tot ontwikkeling kunnen komen. Deze vegetatietypen zijn vaak kwetsbaar en het is belangrijk om eventuele veranderingen in grondwaterinvloed en/of -kwaliteit tijdig te

signaleren (par. 3.8). Door het monitoren van de (grond)waterkwaliteit en –stand zal eerder gesignaleerd worden dat er problemen zijn (par. 8.4). Pas in een later stadium zal dit ook zichtbaar worden door veranderingen in de vegetatiesamenstelling.

Indicatoren voor de stikstofdepositie zijn opgesteld om een overschrijding van de kritische depositiewaarde (KDW) te signaleren. Het is echter onbekend in hoeverre deze indicatoren geschikt zijn om een afname van de stikstofdepositie en/of herstel van hoogveenvorming te monitoren. Moet je weer terug tot het niveau van de KDW of misschien zelfs verder zoals is aangetoond voor P-bemesting in aquatische systemen? (Par. 8.2.3)

De biotische monitoring omvat uiteraard de ontwikkeling van de vegetatie door deze te karteren. Om de juiste informatie over functionele aspecten van het hoogveensysteem te verkrijgen, is het belangrijk dat de ontwikkeling van (kerntjes van) actief hoogveen en de verspreiding van bultvormende veenmossen (niet als vegetatietype, maar de soorten) goed worden gemonitord. Daarnaast is de monitoring van vergrassing en berkenopslag nodig. Op het mesoschaalniveau is de ontwikkeling van ecotopen zoals die in Ierse hoogvenen is ontwikkeld en met succes wordt toegepast (par. 8.6.5), vooralsnog in de Nederlandse hoogvenen niet aan de orde. Wel is het in beeld brengen en volgen van de aanwezigheid en oppervlakte van verschillende standplaatstypen, of variatie in vegetatiesamenstelling, structuur en waterstand nuttig. Daarmee kan de beheerder namelijk ook volgen hoe het voorkomen van terreincondities, die belangrijk zijn voor de biodiversiteit van kenmerkende fauna zich ontwikkelt (par. 5.5.1). Beeldmateriaal verkregen met behulp van een drone, maar ook satellietbeelden, is hierbij zeer behulpzaam.

Voor de monitoring van planten- en diersoorten wordt aanbevolen in elk geval de landelijke selectie van typische- of kwaliteitssoorten voor het habitat- of beheertype hoogveen te monitoren. In aanvulling daarop, om gewenste ontwikkelingen van gradiënten, of afname van andere kwetsbare soorten voldoende te signaleren, de betreffende kwetsbare soorten of goede indicatoren voor gradiënten meenemen in de monitoring (bijv. veenvlinders, Speerwaterjuffer, Spiegeldikkopje). Om inzicht te hebben in de ontwikkeling van andere diergroepen en de daarvoor relevante (variatie in) terreincondities kan de soortensamenstelling en verspreiding van aquatische en terrestrische entomofauna worden vastgelegd, met lage frequentie en steekproefsgewijs, gevolgd door monitoring van relevante (variatie in) terreincondities. Paragraaf 5.5.1 beschrijft een dergelijke benadering uitgewerkt voor de watermacrofauna van het Bargerveen. Indien de herstelstrategie ook betekent dat soorten en bijv. heischrale graslanden in het reservaat afnemen en in een nieuw ingerichte randzone zich zullen moeten ontwikkelen (par. 3.7), dient de mate waarin deze verschuiving optreedt gemonitord te worden (paragraaf 8.6.8).



## 2 Achtergronden

### 2.1 Natura 2000-opgaven en probleemstelling

De Natura 2000-kernopgaven voor de hoogveenrestanten zijn gericht op behoud en kwaliteitsverbetering van zowel hoogveenkernen (uitbreiding actieve kern, initiëren van hoogveenvorming, herstel actief hoogveen), als overgangszones (ook wel laggs genoemd) van de hoogvenen en een aantal vogelsoorten (Tabel 2.1). Als randvoorwaarde voor hoogveenvorming binnen de restanten en voor de ontwikkeling van overgangszones, zijn de hydrologische omstandigheden in en om de veenrestanten cruciaal. Rondom veel hoogveenrestanten wordt gewerkt aan hydrologisch herstel door het dempen of verondiepen van sloten en het aanwijzen en inrichten van vele honderden hectares aan bufferzones. Hierbij spelen conflicterende belangen en er is een groot financieel budget mee gemoeid. Vanwege complexe discussies tussen betrokken partijen (landbouw, natuurbeheer, waterschappen, provincies) is het bij de aanwijzing en inrichting van bufferzones en randzones noodzakelijk dat op korte termijn duidelijkheid verschaft wordt over de omvang en terreincondities die noodzakelijk zijn om de gestelde doelen te behalen.

**Tabel 2.1. Kernopgaven voor de 12 hoogveenrestanten die als Natura 2000-gebied zijn aangewezen (bron: Natura 2000-doelendocument).**

**Table 2.1. Main aims for the 12 raised bog remnants designated as Natura 2000 sites (From: Natura 2000 doelendocument).**

Tabel 5.8.1: Kernopgaven Natura 2000 landschap Hoogvenen

Opdracht landschappelijke samenhang en interne compleetheid:		
		Waarom:
Voor herstel en kwaliteitsverbetering van de resten hoogveenlandschap is een essentiële randvoorwaarde dat de hydrologie (zowel intern als extern) op orde komt. Vorming van functionerende hoogvenen door kwaliteitsverbetering hoogveenresten en herstel randzones én vergroting van de interne en externe samenhang ten behoeve van fauna. Herstel keten van komvormen langs de Duitse grens.		Samenhang tussen gebieden noodzakelijk voor voortbestaan van aan hoogvenen gebonden soorten. Door ingrepen in het verleden staat duurzame instandhouding onder druk.
Kernopgaven per hoofdtype:		
Typering:	Kernopdracht:	Waarom:
Hoofdtype: Resten hoogveenlandschap: de grote venen (incl. meerstallen)		
7.01 Uitbreiding actieve kern	Uitbreiding kernen van actieve hoogvenen ( <i>hoogveenlandschap</i> ) *H7110_A <sup>17</sup> .	Actieve hoogvenen ( <i>hoogveenlandschap</i> ) prioritair. Voor hoogveenecosystemen is Nederland vanwege het voorkomen van laaglandhoogveen (lenshoogveen) van belang (sub-Atlantisch type). Internationaal belang is groot door enorme achteruitgang van het lenshoogveen (meeste restanten nog in Nederland). Nationaal van belang voor zeldzame en bedreigde soorten.
7.02 Initiëren hoogveenvorming	Op gang brengen of continueren van hoogveenvorming in herstellende hoogvenen H7120 in kansrijke situaties, met het oog op ontwikkeling van actieve hoogvenen ( <i>hoogveenlandschap</i> ) *H7110_A (waar nodig uitbreiding oppervlakte H7120). Instandhouding van huidige relictfauna als bronpopulaties fauna. Herstel van grote veengebieden met voldoende rust onder andere voor de niet-broedvogel kraanvogel A127.	Actieve hoogvenen ( <i>hoogveenlandschap</i> ) prioritair. Nationaal van belang voor zeldzame en bedreigde soorten. Groter oppervlakte mede nodig t.b.v. behoud én herstel van actieve kernen. Noodzakelijke voorwaarde voor habitattypen H7110.
7.03 Overgangszones grote venen	Ontwikkeling van overgangszones van actieve hoogvenen ( <i>hoogveenlandschap</i> ) *H7110_A incl. laggzones (met o.a. hoogveenbossen *H91D0, zure vennen H3160 en porseleinhoen A119, paapje A275 en watersnip A153).	Actieve hoogvenen ( <i>hoogveenlandschap</i> ) en hoogveenbossen prioritair. Potentieel van belang in Atlantische regio voor sterk bedreigde soorten. Ontwikkeling overgangszones van nationaal belang voor biodiversiteit, o.a. porseleinhoen, en compleetheid levensgemeenschap.
7.04 Bovenveengraslanden	Behoud en waar mogelijk herstel van heischrale graslanden *H6230, ook van belang voor paapje A275 en grauwe klauwier A338.	Heischrale graslanden prioritair. Van nationaal belang, heischraal grasland op veen komt alleen voor in Bargerveen.

Tabel 5.8.1: Kernopgaven Natura 2000 landschap Hoogvenen (vervolg)

Hoofdtype: Komvenen in dekzandlandschap		
7.05 Herstel actief hoogveen	Verbetering kwaliteit herstellende hoogvenen H7120 met het oog op ontwikkeling van actieve hoogvenen (hoogveenlandschap) *H7110_A.	Actieve hoogvenen prioritair. Internationaal belang is groot vanwege enorme achteruitgang oppervlakte. Komvenen komen verder alleen voor in Duitsland en Denemarken. Nationaal van belang voor zeldzame en bedreigde soorten. Grensoverschrijdende opgave.
7.06 Randzone van het veen	Herstel van randzones van herstellende hoogvenen H7120 met o.a. hoogveenbossen *H91D0, zure venen H3160, galigaanmoerassen *H7210.	Hoogveenbossen en galigaanmoerassen prioritair. Potentieel van belang in Atlantische regio voor sterk bedreigde soorten. Ontwikkeling overgangszones van nationaal belang voor biodiversiteit en compleetheid levensgemeenschap.
7.07 Inbedding in landschap	Herstel overgangen naar beekdalen en hogere zandgronden. Aansluiting bij vochtige heiden H4010, heischrale graslanden *H6230, hoogveenbossen *H91D0, galigaanmoerassen *H7210, blauwgraslanden H6410.	Hoogveenbossen, galigaanmoerassen en heischrale graslanden prioritair. Nationaal belang: compleetheid van levensgemeenschappen en biodiversiteit.

Door hydrologische maatregelen en inrichtingsmaatregelen (vooral compartimentering) zijn in de afgelopen decennia in Nederlandse hoogveenrestanten veenvormende vegetaties hersteld en is op kleine schaal zelfs sprake van actief hoogveen (H7110\_A; De Hoop *et al.* 2011, Jansen *et al.* 2013c). De combinatie van praktijkervaring en onderzoek naar randvoorwaarden voor hoogveenherstel heeft veel bijgedragen aan het geconstateerde herstel van de vegetatie. We weten echter nog niet welke inrichtingsmaatregelen binnen en buiten de veenrestanten nodig zijn om vanuit veenmosgroei zoals die in compartimenten plaatsvindt (herstel op **microniveau**), door te gaan naar een robuust en zichzelf regulerend hoogveensysteem (herstel op **mesoniveau**). Verder ontbreekt kennis en ervaring die nodig is om randzones optimaal in te richten en goed te kunnen vaststellen wat de (on)mogelijkheden zijn voor de ontwikkeling van de van nature aanwezige gradiënten tussen een hoogveenkern en de minerale omgeving (herstel op **macroniveau**). Deze kennis is noodzakelijk, omdat het herstel op microniveau alleen duurzaam is als ook het hogere meso-

Tabel 5.8.2. Kernopgaven Hoogvenen: toedeling aan gebieden

Hoofdtype: Resten hoogveenlandschap: de grote venen (incl. meerstallen)	
7.01 Uitbreiding actieve kern	23. Fochteloërveen (w); 24. Witterveld (w); 33. Bargerveen (w).
7.02 Initiëren hoogveenvorming	23. Fochteloërveen (w); 33. Bargerveen (w); 40. Engbertsdijkerven (w); 43. Wierdense Veld; 139. Deurnsche Peel & Mariapeel (w); 140. Groote Peel (w).
7.03 Overgangszones grote venen	23. Fochteloërveen (w); 24. Witterveld (w); 33. Bargerveen (w); 40. Engbertsdijkerven (w); 139. Deurnsche Peel & Mariapeel (w).
7.04 Bovenveengraslanden	33. Bargerveen.
Hoofdtype: Komvenen in dekzandlandschap	
7.05 Herstel actief hoogveen	53. Buurserzand & Haaksbergerveen (w); 54. Witte Veen (w); 55. Aamsveen (w); 61. Korenburgerveen (w); 64. Wooldse Veen (w).
7.06 Randzone van het veen	53. Buurserzand & Haaksbergerveen (w); 54. Witte Veen (w); 61. Korenburgerveen (w); 64. Wooldse Veen (w).
7.07 Inbedding in het landschap	55. Aamsveen (w); 61. Korenburgerveen (w).

en macroniveau hersteld zijn. Omdat we bij de Nederlandse hoogvenen altijd te maken hebben met 'geamputeerde' restanten van een voorheen groter hoogveensysteem en een sterk antropogeen beïnvloede omgeving, is het noodzakelijk een realistisch handelingsperspectief te hebben voor het herstel op de verschillende schaalniveaus.

Een vraag is ook hoe we het hoogveenherstel op deze hogere schaalniveaus het beste kunnen monitoren: de huidige kwaliteitsindicatoren gelden vooral voor het standplaatsniveau (De Hoop *et al.* 2011). Inrichtings- en monitoringskennis is cruciaal voor het succesvol ontwikkelen van hydrologisch robuuste hoogveensystemen, die zichzelf in stand kunnen houden en waarin zich de variatie aan terreincondities kan ontwikkelen die kenmerkend is voor hoogveenlandschappen, de Natura 2000 doelstelling van Nederlandse hoogveenrestanten. Naast alles wat we uit voorgaand onderzoek en praktijkervaring dus wèl



weten voor herstel op microniveau, is de basiskennis die nodig is voor een effectieve en duurzame inrichting van hoogveenrestanten en hun rand- en bufferzones (dus herstel op **meso-** en **macroniveau**) niet voorhanden, sterk versnipperd, of niet vertaald vanuit buitenlandse situaties naar de Nederlandse context. Daarbij is ook onduidelijk welke ecosysteemdiensten (naast CO<sub>2</sub>-opslag door veenvorming) wel of niet passen bij de randvoorwaarden voor behoud en herstel van het hoogveenlandschap. Deze handleiding beoogt de beschikbare, noodzakelijke kennis hanteerbaar te maken en ook helder te benoemen welke kennis ontbreekt. Het is de bedoeling dat deze handleiding ondersteunt bij de gebiedsspecifieke uitwerking van maatregelen en monitoring voor elk van de 12 Natura 2000 hoogveengebieden (Figuur 2.1).



**Figuur 2.1. Ligging van de 12 hoogveengebieden die als Natura 2000-gebied zijn aangewezen, met hun Natura 2000 gebiedsnummers (Bron: Natura 2000 doelendocument).**

**Figure 2.1. Location of the 12 raised bog reserves designated as Natura 2000 sites with their Natura 2000 site numbers (From: Natura 2000 doelendocument).**

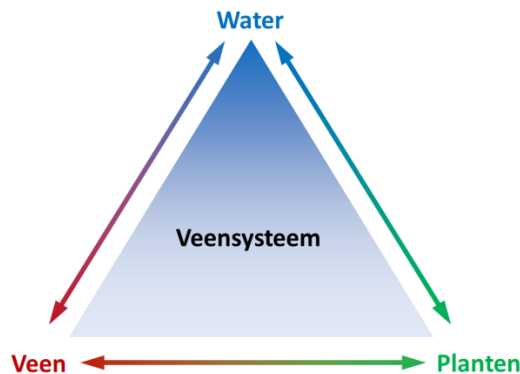
## 2.2 Water essentieel voor venen

Water is essentieel voor veensystemen, zowel voor de ontwikkeling, als voor de instandhouding en het herstel ervan. Voor hoogvenen is het noodzakelijk dat regenwater het hele jaar door beschikbaar is voor de planten. Ook in droge perioden, waarin het weinig regent, moet het nat genoeg zijn. De veenmossen en het veenpakket spelen daarin een onmisbare rol.

Voor een goed begrip van het functioneren van een hoogveen is het essentieel om te begrijpen dat veen, planten en water nauw met elkaar samenhangen en helemaal van elkaar afhankelijk zijn (Figuur 2.2).

1. De planten (en vooral de veenmossen) bepalen de vorming van het veen en de eigenschappen ervan, zoals het vasthouden en doorlaten van water.
2. De waterhuishouding (kwaliteit en hoeveelheid) bepaalt welke planten er groeien, of veen wordt gevormd en de structuur van het veen.
3. De veenstructuur en de vorm van het veenpakket bepalen hoe het water in het hoogveen stroomt en hoe stabiel de waterstand is.

Deze onderlinge verbanden betekenen ook dat als één van de onderdelen verandert, de andere onderdelen ook veranderen. Niet perse meteen, maar op den duur onvermijdelijk. Een goed functionerend hoogveen kan zichzelf in stand houden.



**Figuur 2.2. In een levend veensysteem zijn water, planten en veen onderling sterk van elkaar afhankelijk (Bron: Schumann & Joosten 2008).**

**Figure 2.2. In a mire water, plants, and peat strongly depend on each other (From: Schumann & Joosten 2008).**

## 2.3 Hoogvenen in het landschap

Alle hoogvenen van de wereld hebben enkele dingen gemeen.

- Hun (grond)waterspiegel ligt zo dicht onder de oppervlakte dat vegetatieresten maar beperkt verteren, waardoor een geleidelijke ophoping van organisch materiaal ontstaat
- Ze zijn voor hun waterhuishouding uitsluitend of nagenoeg uitsluitend afhankelijk van hemelwater. Hoogvenen liggen daarom altijd in gebieden met een neerslagoverschot.
- Doordat hemelwater van nature heel weinig voedingsstoffen bevat, is een hoogveen een voedselarme omgeving.
- Het veen is relatief zuur (lage pH), doordat wel organische zuren worden gevormd, maar te weinig kationen beschikbaar zijn om de gevormde hydroxylgroepen in het organisch materiaal te neutraliseren. Anaerobe omstandigheden verhinderen dat de pH extreem laag wordt (vorming van 'organische basen' zoals ze soms worden genoemd), maar de zuurte en de vorming van moeilijk afbreekbaar organisch materiaal zijn gunstig voor doorgaande accumulatie van organisch materiaal.

Hoogvenen zijn er in verschillende vormen. De geschiedenis van de telmatologie (veenkunde) kent vele pogingen om hoogvenen –en andere venen- in klassen in te delen. Verreweg de meeste indelingen correleren goed met klimaatomstandigheden en dus met geografische en landschappelijke ligging. Op grond daarvan worden veenprovincies onderscheiden. Jeschke *et al.* (2000) geven een uitvoerige samenvatting. Nederland en Noordwest Duitsland liggen daarin in de Atlantische 'Regenmoor-Provincz'. Belangrijke

kenmerken zijn grote vlakke nagenoeg boomloze hoogvenen met meer poelen naarmate de venen groter en vlakker zijn.



**Figuur 2.3. Hoogvenen zijn van nature ingebed in het omringende landschap met minerale bodem. Boven: hoogveencomplexen op de grens van Estland en Letland. Onder: Bargerveen, restant van het vroegere, veel grotere Bourtangerveen, nu omringd door in cultuur gebrachte delen van het voormalige veenlandschap. Door vervening en ontginning is de zandondergrond in delen van het gebied weer aan de oppervlakte gekomen (Foto's: Google Earth).**

**Figure 2.3. Raised bogs are naturally embedded in the surrounding landscape with mineral soil. Above: raised bog complexes on the border of Estonia and Latvia. Below: Bargerveen, a remnant of the former much larger Bourtangerveen, now surrounded in cultivated parts of the former raised bog landscape. Due to peat extraction and cultivation the sandy subsoil reappeared at the surface (Photos: Google Earth).**

Hoogvenen zijn ingebed in het omringende landschap met minerale bodem (Figuur 2.3). Als gevolg daarvan worden hoogveenlandschappen niet alleen gekenmerkt door de hoogveenkern, die door regenwater wordt gevoed (ombrotroef), de beschikbaarheid van nutriënten extreem laag is en waarin veenmossen (*Sphagnum*) de vegetatie domineren. Het hoogveenlandschap wordt ook gekenmerkt door overgangen (gradiënten) van de

hoogveenkern naar de minerale omgeving, waarin de extreme condities van de hoogveenkern geleidelijk afnemen (Wheeler & Proctor 2000). De terreincondities in de contactzone van de hoogveenranden en de aangrenzende minerale bodem worden bepaald door de eigenschappen van zowel het omringende landschap als de hoogveenkern, zoals het reliëf van de omgeving, het bodemtype en de steilheid van de rand van de hoogveenkern (Wheeler & Shaw 1995). Deze (natte) contactzone wordt internationaal aangeduid met de term "lagg" (vanuit het Zweeds; zie verder hoofdstuk 3).

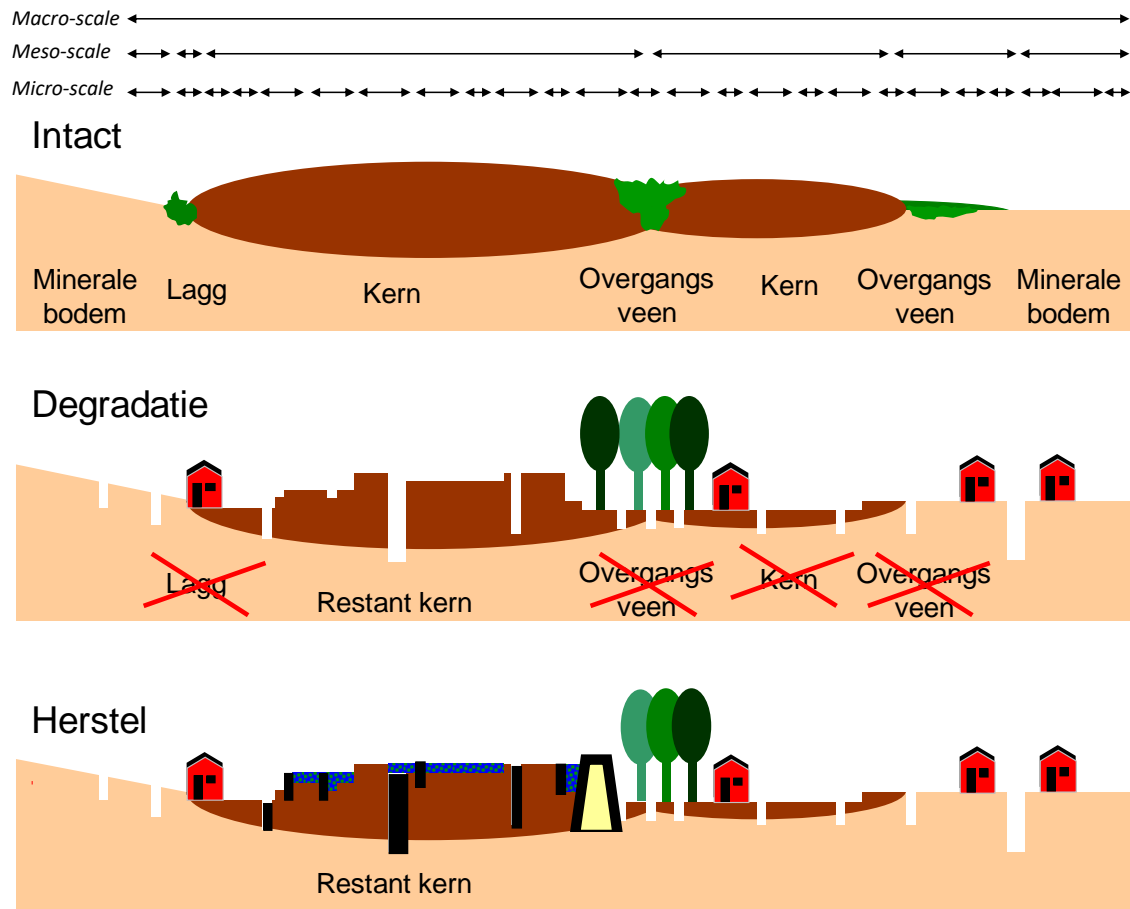
## 2.4 Aantasting van hoogvenen

In Nederland is in de afgelopen twee eeuwen het meeste hoogveen verdwenen door afgraving voor brandstof (turf), tuinaarde en de fabricage van actieve kool. Voorafgaand aan de afgraving werd op grote delen van de hoogvenen de boekweitbrandcultuur toegepast, waardoor al 1 tot 2 meter veen verdween. De grotere hoogvenen lagen voor het overgrote deel in de oostelijke helft van het land. In het westen lag en ligt voornamelijk verdrongen hoogveen, voor zover het niet is vergraven en weggebaggerd. Dat dit zogenoemde laagveen eigenlijk hoogveen was, weten we sinds het onderzoek van Betje Polak (Polak 1929). Omdat voor dit veen, voor zover het nog bestaat, geen hoogveendoelstelling geldt, blijft het hier verder buiten beschouwing. Het hoogveen in Oost-Nederland besloeg aan het eind van de middeleeuwen ongeveer een kwart miljoen ha. Daarvan was in 1800 nog 180.000 ha over (Van der Hoek 1984); nu nog hooguit 8000 ha, waarvan maar enkele ha kunnen worden gezien als 'levend' hoogveen (Jansen *et al.* 2013c). Het grootste deel van de oppervlakte van de huidige hoogveenrestanten heeft een pakket restveen dat minder dan 1 of 2 meter dik is. Plaatselijk kan het veenpakket nog wel ongeveer 6 m dik zijn, maar het had ooit een veel grotere dikte. Door het proces van inklinking (zie 4.4.1) is dat afgenomen. Op basis van de gegevens van Eggelsmann voor Noordwest Duitsland was de veendikte in Nederland vermoedelijk tot ongeveer 10 m. Die veendikte is met geen enkel regeneratieproces weer van 6 naar 10 meter terug te krijgen; klink is nagenoeg volledig onomkeerbaar.

Waar geen turf is gewonnen, was het veenoppervlak doorgaans aangetast door de boekweitbrandcultuur. Bij deze vorm van rooibouw werd het veen met behulp van greppels ondiep ontwaterd, gebrand, waarna een vruchtopenvolging van boekweit, haver, rogge en spurrie plaatsvond die de voedingsstoffen die door verbranding waren vrijgekomen, geheel uitputte. Vervolgens lag het terrein zo'n 30 jaar braak, waarna opnieuw werd gebrand (Göttlich & Kuntze 1990). Het gemiddelde verlies aan veen door branden werd door Eggelsmann (1990b) geschat op 2-4 cm per keer branden voor venen in zowel Noordwest-Duitsland, als Nederland. Op alle ontwaterde venen heeft oxidatie tot gevolg gehad dat nagenoeg nergens nog oorspronkelijk hoogveen aan de oppervlakte ligt. Dit veen is daarmee niet zonder meer een vanzelfsprekend substraat voor hernieuwde veengroei. Naar mogelijkheden om toch hernieuwde veengroei te realiseren is uitvoerig onderzoek gedaan in twee opeenvolgende OBN-projecten (Tomassen *et al.* 2003a en 2011a, Van Duinen *et al.* 2011).

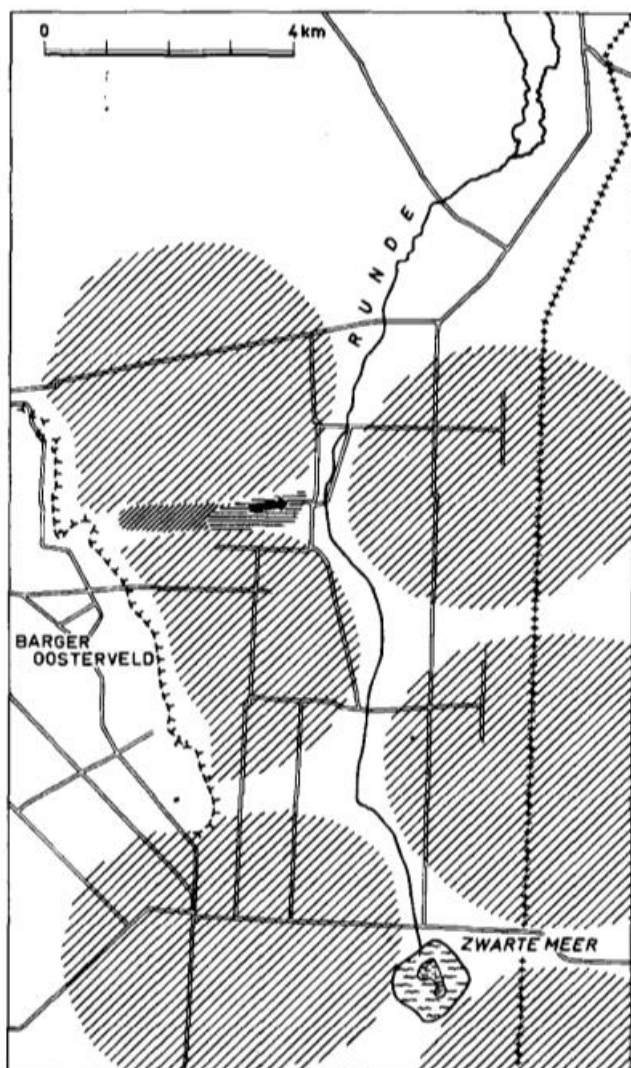
De overgangszones tussen de veenkern en het omliggende landschap zijn door ontginning grotendeels verdwenen (Figuur 2.4). Veel planten- en diersoorten van het hoogveenlandschap leven van nature in deze overgang (Van Duinen *et al.* 2011). Zowel de gradiënt in zuurgraad en nutriëntengehaltes van bodem en water die in de randzone van hoogvenen (in het zogenaamde overgangsveen of de 'lagg'; Figuur 2.4) aanwezig is, als de overgang van een grotendeels open hoogveenkern naar een (half)gesloten rand zorgen voor geschikte biotopen voor een groot aantal soorten. Veel typische soorten van het hoogveenlandschap vinden juist in deze gradiënten hun natuurlijke biotoop. Daarnaast broedt een aantal soorten vogels in de open kern, terwijl zij foerageren aan de randen van het hoogveen en het omliggende agrarisch gebied, zoals Kraanvogel, Korhoen en Nachtzwaluw. Een zeer belangrijke waarde van extensieve cultuurlanden of natuurontwikkeling op voormalige landbouwgrond als onderdeel van het hoogveenlandschap is de aanvulling op het voedselaanbod, dat in voedsel- en mineraalarme hoogveenkernen beperkt is.

Een deel van de soorten die van nature thuishoren in de rand- of overgangszone van hoogvenen heeft een vervangend habitat gevonden in de gedegradeerde hoogveenkernen. Hier zijn als gevolg van verdroging en vervening immers terreincondities ontstaan die van nature voorkomen in de randzones van hoogvenen: overgangen vanuit de hoogveenkern naar voedsel- en mineraalrijkere en drogere omstandigheden.



**Figuur 2.4. Schematische weergave van de hoofdonderdelen van intacte hoogveen-landschappen (boven) en de situatie na degradatie (midden) en uitvoerig van vernattingsmaatregelen (onder). Bovenin deze figuur is een indicatie gegeven van de eenheden op de micro-, meso- en macroschaal (Overgenomen uit Van Duinen 2013).**

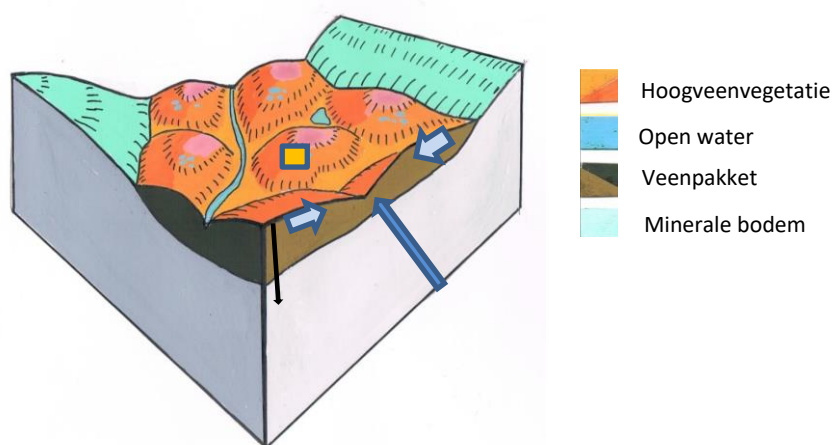
Figure 2.4. Schematic representation of pristine raised bog landscapes (top) and the situation after degradation (middle) and implementation of rewetting measures (below). Spatial scales are indicated at the top of this figure, with each section of the lines representing a unit at the respective spatial scale levels (From: Van Duinen 2013).



**Figuur 2.5.** Op basis van paleo-ecologisch onderzoek gereconstrueerde structuur van hoogveenlenzen ten noorden van het huidige Bargerveen. Vanuit het Zwartemeer stroomt water via het veenriviertje de Runde uit het hoogveencomplex. Tussen de twee hoogveenlenzen ten oosten van Barger-Oosterveld ligt een (afvoer)laagte met bulten en slenken en een veenmeer, dat eveneens afwatert op de Runde (Overgenomen uit Casparie 1972).

Figure 2.5. Reconstruction of raised bog massives north of the present day Bargerveen reserve, based on paleo-ecological research. Starting from the lake Zwartemeer water flows out of the bog via the bog rivulet Runde. Between the two bog massives east of Barger-Oosterveld, a flush system with hummocks and hollows and a bog lake is situated, also discharging to the Runde (From: Casparie 1972).





**Figuur 2.6. Schematische weergave van het Bargerveen (2200 ha) als minuscule restant van het zuidelijk deel van het vroegere Bourtangerveen-hoogveencomplex (160.000 ha; Overgenomen uit: Grootjans *et al.* 2015a).**

**Figure 2.6. Schematic representation of the Bargerveen reserve (2200 ha) as a tiny remnant of the southern part of the former Bourtanger Moor complex (160,000 ha; From: Grootjans *et al.* 2015a).**

**Tabel 2.1. Organisatieniveaus en ruimtelijke schaalniveaus in venen (Bron: Couwenberg & Joosten 1999).**

**Table 2.1. Organisational and spatial levels in mires (From Couwenberg & Joosten 1999).**

Naam van het schaalniveau * (Couwenberg & Joosten 1999)	Synoniemen in het engels of russisch **	Indicatie van de grootte (m <sup>2</sup> )	Schaal (Schouten 2002)	Voorbeeld
Nanotoop	Mire micro-form, feature, element	10 <sup>-1</sup> -10 <sup>1</sup>	Microschaal	Bult, slenk, poel
Microtoop	Mire site, facies, element, segment, mikrolandschaft	10 <sup>4</sup> -10 <sup>6</sup>	(community-complex)	Bult-slenkcomplex, poel-rugcomplex
Mesotoop	Mire-complex, massif, synsite, unit, mesolandschaft	10 <sup>5</sup> -10 <sup>7</sup>	Mesoschaal	Hoogveen, lagg, omringend ecosysteem op minerale bodem
Macrotoop	Mire system, complex, coalescence, makrolandschaft	10 <sup>7</sup> -10 <sup>9</sup>	Macroschaal	Hoogveenlandschap inclusief omringend landschap
Supertoop	Mire-region, zone, district, province	> 10 <sup>9</sup>	-	Regionale zonering van venen

\* voorgesteld op de IMCG Workshop over Global Mire Classification, Greifswald, Maart 1998

\*\* Masing 1972, 1998, Galkina 1946, Sjors 1948, Ivanov 1981, Löfroth & Moen 1994, Yurkovskaya 1995, Lindsay 1995

## 2.5 Schaalniveaus in het hoogveenlandschap

Het onderscheiden van verschillende organisatieniveaus in veenecosystemen en de daarmee samenhangende ruimtelijke schalen is praktisch goed toepasbaar gebleken bij het onderzoek, behoud en herstel van hoogvenen. Om het functioneren van het veenecosysteem en de variatie in structuren en terreincondities die we in hoogveenlandschappen van nature tegenkomen te kunnen beschrijven (of classificeren) en onderzoeken, zijn door diverse onderzoekers in het verleden terminologieën ontwikkeld. Om te komen tot een eenduidige, internationaal bruikbare classificatie en terminologie geeft Masing (1998) een historisch overzicht en een benadering van schaalniveaus in het karteren, onderzoeken en classificeren van venen. Deze benadering resulteerde in de onderstaande tabel van Couwenberg & Joosten (1999) en Joosten (2001) met schaal- en organisatieniveaus in venen.

De Russische onderzoeker Jekaterina Galkina werkte vanaf de jaren 1930 met luchtfoto's ten behoeve van geobotanische karteringen. In haar onderzoek (Galkina 1946) verdeelde ze alle landschappelijke structuren in venen die op luchtfoto's zichtbaar zijn in drie niveaus met verschillende ruimtelijke schaal: (1) mikrolandschaft (microlandschap), (2) mesolandschaft (mesolandschap; overeenkomend met veencomplex of veenmassief) en (3) makrolandschaft (macrolandschap, of veensysteem dat venen en waterlichamen omvat). De indeling en ideeën van Galkina vonden praktische toepassing in de veenhydrologie. Een microlandschap is daarbij de kleinste hydrologische eenheid met waterbeweging in één richting (in hoogvenen door veenruggen en langgerekte veenpoelen). Het mesolandschap heeft in het meest eenvoudige geval een radiaal netwerk van stromingsrichtingen: in depressies naar het middelpunt en in koepelvormige (convexe) hoogvenen vanuit het midden naar de omtrek. In de verdere ontwikkeling en uitbreiding van hoogvenen, worden veenlichamen (of veenmassieven) in twee of meer (secundaire) veenkernen verdeeld door het ontstaan van veenuitbraken, veenbeken of uitroomlaagtes. Het macrolandschap is een groot veengebied dat een aantal venen omvat, in verschillende ontwikkelingsstadia (laagveen, overgangsvveen, jonge hoogveenkernen tot verder ontwikkelde hoogveenkernen met meer interne variatie) en gescheiden door beekjes, rivieren of meren. Ivanov (1953, 1957) heeft deze patronen gebruikt in zijn theorieën en mathematische modellen van waterstroming, veengroei en veenontwikkeling (Masing 1998).

Ivanov (1981) onderscheidt 4 elementen in een 'genetisch-geotopische' classificatie van venen. Het gaat om een typering van venen –niet alleen hoogvenen- op basis van hun ontwikkeling in diverse geologische situaties, rekening houdend met de eigenschappen van de minerale ondergrond (zoals reliëf en mineralogie), omdat die bepalend zijn voor de loop van de successie van het veen.

1. Het geomorfologisch element: Classificatie op grond van de elementen van reliëf waarin de venen zijn gesitueerd. Hierin zijn betrokken: het reliëf van de veenmassieven, de onderdelen van hun watervoorziening en de richting van hun waterafvoer. (Dit betreft dus de landschappelijke inbedding en de daarmee samenhangende vorm en hydrologisch functioneren van het veenlichaam of veencomplex.)
2. Het mesotopisch element: De successiestadia in de ontwikkeling van een geïsoleerd veenmassief vanuit een enkele kern van veenvorming.
3. Het macrotopisch element: oorspronkelijk geïsoleerde veenmassieven die samengesmolten zijn tot één veensysteem.
4. Het microtopisch element: Microtopen (facies) worden geclassificeerd volgens ecologische condities, levensvormen en floristische samenstelling. Dit zijn de elementaire eenheden waaruit meso- en macrotopen zijn opgebouwd.

In de systematiek van Ivanov (1981) geeft de mesotoop informatie over:

- de (geo)morfologie van de locatie van het veenmassief,
- de wijze van watertoevoer in de verschillende stadia van zijn ontwikkeling en
- het type en de structuur van de vegetatie.



De mesotoop laat de fysische eigenschappen van het bovenste veendek (acrotelm) zien, door de verspreiding van verschillende typen van microtopen over het veenoppervlak.

De macrotoop is een complexer fenomeen, dat in Ivanovs systematiek voortkomt uit de samensmelting van een aantal mesotopen. Het is dus een complex van twee of meer veenkernen, die na de samensmelting onderling hydrologisch afhankelijk zijn. Zie ook het voorbeeld van het Bourtangerveen, waarvan het Bargerveen een restant is (Figuur 2.5 en Figuur 2.6). Het huidige Bargerveenreservaat omvat slechts een klein deel van waarschijnlijk meerdere veenmassieven, die in de loop der tijd in elkaar gegroeid zijn. De macrotoop wordt - net als de mesotoop - gekenmerkt door de verschillende typen en patronen van microtopen, die de fysische eigenschappen van de acrotelm weerspiegelen en een gevolg zijn van de ondergrond, het reliëf en het klimaat waarop/waarin de veenmassieven zich hebben ontwikkeld en waterstromingen die zich voordeden en –doen bij de samensmelting van veenmassieven. De rangschikking en typen microtopen weerspiegelen stromingsrichtingen van water, waterkwaliteit en –kwantiteit.

In het Iers-Nederlands hoogveenonderzoek (Schouten 2002) is de onderverdeling van microschaal, mesoschaal en macroschaal eveneens gehanteerd. Schouten (2002) beschrijft de macroschaal als het schaalniveau dat het hoogveen omvat en het landschap waarin het hoogveen is ingebed (Figuur 2.4), als geheel ook hoogveenlandschap genoemd. Daar vloeit uit voort dat Schouten (2002) het hoogveen, de lag en het omringende systeem op minerale bodem als onderscheiden ecologische systemen op mesoschaal beschouwt. Een enkele hoogveenkern wordt beschouwd als mesotoop. Een microtoop is gedefinieerd als een kenmerkende structuur of patroon in het oppervlak van het veen, zoals bult-slenkcomplexen en het patroon van ruggen en poelen. Deze microtopen corresponderen met het niveau van het 'community-complex' zoals het door Schouten (2002) wordt aangeduid. De afzonderlijke onderdelen binnen het oppervlaktepatroon van een veen (bijvoorbeeld een enkele bult, slenk, meerstal of poel) worden 'microform' of nanotoop genoemd. Dit niveau komt overeen met de microschaal die door Schouten (2002) wordt benoemd.

Verder is in dit Iers-Nederlands hoogveenonderzoek ook de positie van verschillende ecotopen op Ierse hoogvenen onderzocht (Kelly & Schouten 2002) en de relatie tussen de biotische en abiotische condities (Van der Schaaf & Streefkerk 2002). In de hierna volgende hoofdstukken worden resultaten en conclusies uit dit onderzoek besproken. Vanuit het onderzoek aan de Ierse hoogvenen worden implicaties voor beheer en herstel aangegeven, waarbij ook weer het onderscheid tussen schaalniveaus wordt gemaakt:

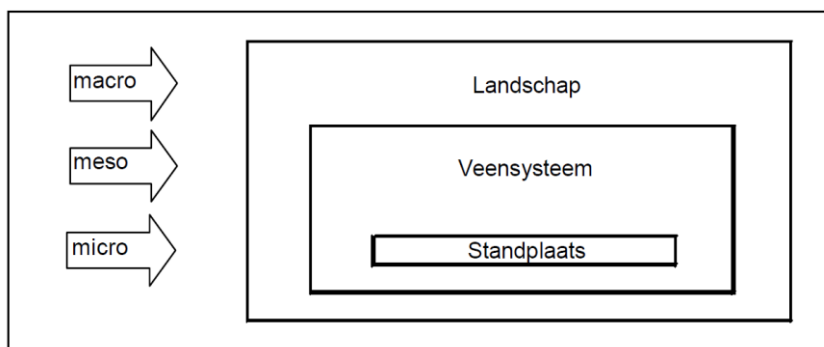
- Microschaal: herstel van plantengemeenschappen van hoogvenen
- Mesoschaal: herstel van het hoogveensysteem
- Macroschaal: herstel van het hoogveenlandschap

## **2.6 Rol van schaalniveaus in het hoogveenherstel**

Het onderscheiden van verschillende ruimtelijke schaalniveaus in hoogveensystemen is ook in de Nederlandse situatie van afgetakelde en herstellende hoogvenen nuttig gebleken (Schouten *et al.* 1998, Schouwenaars *et al.* 2002), zowel voor de analyse van de aftakeling van de hoogveenrestanten, als voor het stellen van doelen voor herstel. In het OBN-preadvies hoogvenen (Schouwenaars *et al.* 2002) is aangegeven dat het belangrijk is om onduidelijkheden en verwarring over (mogelijke) toekomstbeelden bij hoogveenherstel te voorkomen en dat het van wezenlijk belang is om scherp voor ogen te hebben wat verwacht wordt bij een herstelproject. Daarbij zijn de volgende drie mogelijkheden en schaalniveaus voor hoogveenherstel door Schouwenaars *et al.* (2002) onderscheiden (Figuur 2.7).

1. *Herstel van standplaatscondities voor hoogveensoorten of -gemeenschappen (microschaal)*: Dit kan op kleine schaal gebeuren waar het veenoppervlak onder voedselarme omstandigheden weer voldoende vernat kan worden voor de vestiging van hoogveensoorten. Dit doel kan in het algemeen bereikt worden met lokale maatregelen.
2. *Herstel van een levend hoogveensysteem (mesoschaal)*: Hierbij gaat het vooral om herstel van ecologische en hydrologische processen zodat zich weer een actief en zichzelf handhavend veensysteem kan vormen. De schaal waarop hierbij maatregelen moeten worden genomen is beduidend groter dan in het eerste geval.
3. *Herstel van hoogveenlandschappen (macroschaal)*: In de oorspronkelijke Nederlandse hoogveenlandschappen was een veelheid aan gradiënten aanwezig: van voedselarm naar voedselrijker, van zuur naar enigszins gebufferd, van nat naar droog. Dit had een rijke schakering aan vegetaties tot gevolg. Wanneer men gehele hoogveenlandschappen wenst te herstellen, betekent dit een aanzienlijke vergroting van het bij de maatregelen te betrekken gebied.

In het preadvies werd terecht gesteld dat in hoogvenen een veelheid aan ecologische, hydrologische en bodemchemische processen zijn te onderscheiden. Deze beïnvloeden elkaar en spelen zich bovendien af op meerdere schaalniveaus. Daarom is er in het preadvies voor gekozen de problematiek steeds te beschrijven op drie niveaus met elk een eigen ruimtelijke schaal: het macro-, meso- en microniveau. Met deze ruimtelijke schalen hangt de keuze van de doelstellingen voor hoogveenherstel, zoals die hierboven zijn aangegeven samen. In de onderstaande figuur wordt deze benadering schematisch weergegeven.



**Figuur 2.7. De benadering van hoogvenen op drie verschillende ruimtelijke schaalniveaus (Bron: Schouwenaars et al. 2002).**

**Figure 2.7. The concept of raised bogs in three different spatial scales (From: Schouwenaars et al. 2002).**

Voor herstel moeten maatregelen op landschapsschaal meestal worden aangevuld of gecombineerd met maatregelen op standplaatssschaal om het gewenste herstel daadwerkelijk mogelijk te maken (Grootjans et al. 2002a,b). Om de negatieve effecten van ingrepen in de omgeving van een reservaat op een habitatype tegen te gaan, zoals verdroging door drainage en grondwateronttrekking en te hoge stikstofdepositie door stikstofemissie in de omgeving, zijn maatregelen in het reservaat meestal niet afdoende. Dat komt doordat de standplaatscondities (microschaal) in belangrijke mate worden bepaald door de omgeving (het landschap, macroschaal) van die standplaats, zowel de nabije omgeving (lokaal) en vaak ook die op grotere afstand (regionaal of bovenlokaal). In het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) zijn herstelstrategieën voor de afzonderlijke stikstofgevoelige habitatypes en leefgebieden opgesteld, waaronder actief hoogveen (H7110\_A) en herstellend hoogveen (H7120). De herstelmaatregelen die in deze herstelstrategieën aan bod komen, worden vooral op het ruimtelijke schaalniveau van de standplaats genomen, zoals het vernatten van verdroogd veen door het dempen van greppels en het middels begrazing onderdrukken van Pijpenstrootje. Daarnaast wordt aandacht besteed aan de landschapsecologische inbedding van de herstelstrategieën, vanuit

het besef dat de habitattypen en leefgebieden altijd onderdeel zijn van het landschap en de processen op landschapsschaal richtinggevend zijn voor de condities die heersen op een standplaats (Jansen *et al.* 2013a). In Deel III van de PAS-herstelstrategieën wordt herstel op landschapsschaal en op de schaal van de standplaats en leefgebieden van de afzonderlijke typen en soorten geïntegreerd. Dit brengt samenhang en sluit beter aan bij de ruimtelijke planning.

Wheeler en Shaw (1995) onderscheiden twee benaderingen bij hoogveenherstel. Deze twee benaderingen sluiten elkaar niet uit, maar liggen eerder in elkaars verlengde. De ene richt zich op het behoud of hervestiging van levensvatbare populaties van hoogveensoorten. De andere richt zich op het behoud of ontwikkeling van een hoogveenecosysteem. Voor het behoud of ontwikkeling van populaties van hoogveensoorten is geen volledig intact hoogveensysteem noodzakelijk. Voor het behoud en herstel van het complete soortenpalet van hoogveenlandschappen is echter wel het complete palet aan standplaatstypen (of ecotopen) nodig die van nature in hoogveenlandschappen aanwezig is. Dit palet hoeft niet noodzakelijk in elk hoogveengebied aanwezig te zijn. Oorspronkelijk zal dat zeker in de kleinere hoogveengebieden ook niet het geval zijn geweest. De hoogveenkernen waren wellicht te klein om de complete variatie in terreincondities te omvatten die wel in grote veencomplexen aanwezig kan zijn. Daarnaast zijn de condities in de overgangen ook altijd afhankelijk van de geohydrologische situatie waarin de hoogvenen liggen. Zo verschilt de situatie duidelijk tussen hoogvenen in een basenrijke of basenarme omgeving, zoals in Deel III van de PAS-herstelstrategieën (Jansen *et al.* 2013a) is uitgewerkt. Bij het formuleren en concreter invullen van doelstellingen voor het hoogveenherstel is het belangrijk de mogelijkheden en beperkingen die er in en rondom een gebied zijn helder voor ogen te hebben.

In de hoogveenrestanten is de afgelopen jaren als gevolg van veel investeringen in herstelmaatregelen de verdere degradatie veelal tot staan gebracht en heeft een aanzienlijke uitbreiding van veenmossen plaatsgevonden (De Hoop *et al.* 2011). Een klein deel van de door veenmossen gedomineerde vegetaties is nu aan te merken als levend hoogveen (H7110\_A) en uitbreiding daarvan wordt verwacht (Jansen *et al.* 2013c). Robuuste, zichzelf in stand houdende ecosystemen die tegen een stootje kunnen door bijvoorbeeld droge zomers, zijn de Nederlandse hoogvenen echter nog niet.

In het preadvies (Schouwenaars *et al.* 2002) werd de situatie van de hoogveenrestanten als volgt aangeduid: "Vegetatiekaarten van huidige Nederlandse hoogvenen laten zien dat slechts weinig plaatsen over zijn gebleven met gemeenschappen met een autonoom (hoogveen) karakter; gemeenschappen die dus minder van 'externe' dan van 'interne' factoren afhankelijk zijn. Dit is een weerspiegeling van de sterke invloed die is uitgegaan van het gebruik van (hoog)venen en van de grootschalige (regionale) ingrepen die hebben plaatsgevonden, zoals grondwaterstandsverlagingen. Door deze sterke antropogene invloed is de zonering van de mate van dominantie van 'interne' over 'externe' factoren op mesoschaalniveau grotendeels verstoord. Wat over is gebleven, is een veelal kleinschalig mozaïek, waarin locaties met een autonoom (hoogveen)karakter veelal in de minderheid zijn. Van een veensysteem is in deze situatie veelal geen sprake meer. Veeleer kan gesproken worden van een conglomeraat van eenheden op meso-schaalniveau, zonder veel onderlinge samenhang. Herstelmaatregelen in hoogvenen zijn er op gericht deze situatie om te keren en door bevordering van condities op micro-schaalniveau, het meso- en uiteindelijk het macro-schaalniveau weer te laten functioneren (zie onder andere Wheeler & Shaw 1995)."

## 2.7 Modellen, referenties en schaalniveaus

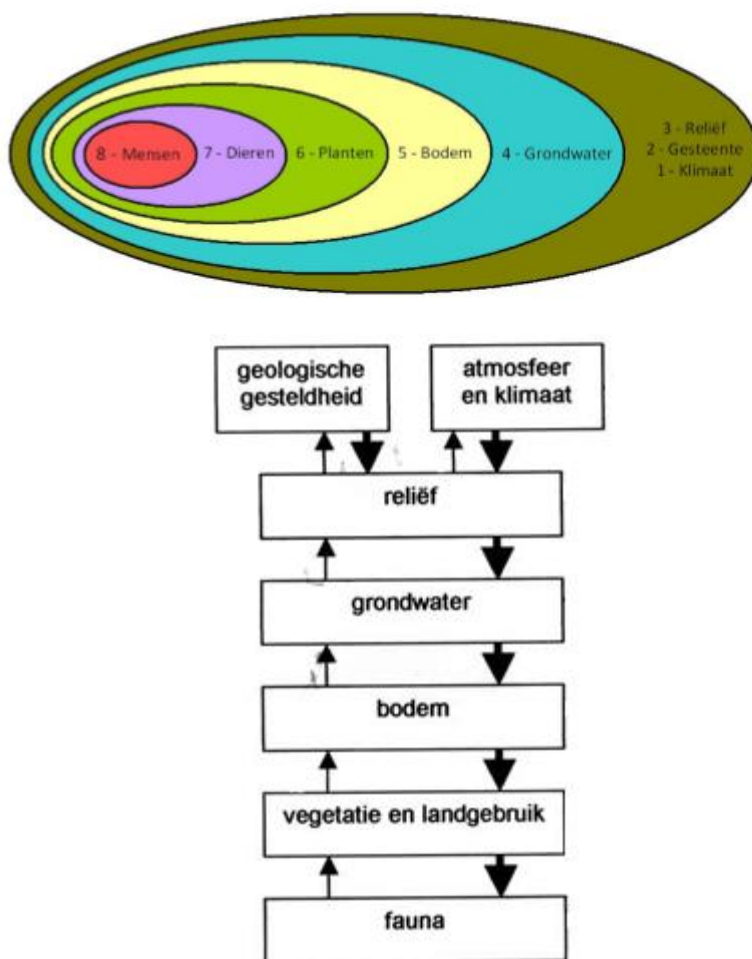
Bij het analyseren van het functioneren van ecosystemen worden modellen en diverse wetmatigheden benut. Dat doen we ook in dit rapport. In de (landschaps)ecologie wordt vaak gebruik gemaakt van rangordemodellen (o.a. Bakker *et al.* 1979, Schroevers 1982, Londo 1997, Van der Molen *et al.* 2010;

Figuur 2.8). Daarmee kunnen de hiërarchie tussen verschillende componenten van het landschap en onderlinge relaties (of wisselwerkingen) worden aangegeven. Deze benadering kan behulpzaam zijn bij het inzichtelijk maken van relaties tussen het hoogveen en zijn omgeving en binnen het hoogveen tussen de verschillende landschapscomponenten, zoals grondwater, bodem, planten en dieren. Ook reliëf rondom het hoogveen en binnen het hoogveen en de atmosferische invloed (neerslag, verdamping, stikstofdepositie) en de rol van het menselijke gebruik van het landschap daarin zijn componenten die hierin hun plek hebben.

De benadering en veel van de begrippen die in de landschapsecologie en landschaps- en ecohydrologische systeemanalyse gangbaar zijn, zijn meer kwalitatief en complex van aard. Monitoring omvat echter zowel kwalitatieve, als kwantitatieve aspecten. Bij de kwantitatieve aard van monitoring en de sterk in ontwikkeling zijnde praktijk waarin monitoringsgegevens ook kwantitatief worden geanalyseerd en numeriek worden gemodelleerd, sluit een technisch-modelmatige benadering goed aan. De doorvertaling naar en gebruik in de praktijk kan in belangrijke mate vereenvoudigd worden door het koppelen van ruimtelijke schaalniveaus aan meetbare invloeden of factoren, die terug kunnen komen als randvoorwaarden in een model, of aan interne eigenschappen die terugkomen als (geo)hydrologische modelparameters. Een standaardbenadering die fysisch-mathematische modelconcepten gebruiken om de werkelijkheid te kunnen vereenvoudigen tot numerieke vergelijkingen en oplossingen, is het opdelen van de ruimte in verschillende compartimenten en het terugbrengen van de interactie daartussen tot de uitwisseling op de compartiments- en systeemranden. Bij de uitwisseling die plaats vindt, gaat het om materie (bijvoorbeeld water en de daarin opgeloste stoffen), maar ook om bijvoorbeeld druk of energie, waarop de zogenaamde behoudswetten van toepassing zijn.

In hoofdstuk 8 wordt zo de aanpak van de monitoring van het hoogveenherstel uitgewerkt, waarbij als eerste stap het theoretisch kader wordt ontwikkeld. Omdat de onderwerpen monitoring en kwaliteit erg breed zijn, en de veelheid van meetbare variabelen en indicatoren die je kunt monitoren vrijwel oneindig is, is het nodig om richting te geven aan hoe we de monitoring van het herstel van hoogvenen op de verschillende schaalniveaus uitwerken. Deze uitwerking moet ingeperkt worden en wordt in bestaande kaders en kennis ingepast.

In het verband van herstelbeheer en monitoring zijn goede referenties essentieel. Waar het de monitoring betreft, kunnen referentiewaarden in getallen worden uitgedrukt en kan voor een (deel)gebied de mate van overeenkomst of afwijking worden aangegeven. Waar het gaat om het formuleren van doelen, analyse van knelpunten voor het bereiken van doelen en het maken van inrichtingsplannen voor hoogveenrestanten en hun omgeving (rand- of bufferzones) zijn zowel kwalitatieve, als kwantitatieve referenties nodig. In de hierna volgende hoofdstukken worden diverse referenties besproken uit binnen- en buitenland, zowel historische als actuele situaties en waar mogelijk worden referentiewaarden gegeven en besproken.



**Figuur 2.8. Twee weergaven van rangordemodellen, die gebruikt worden om de verschillende componenten van het landschap en de onderlinge relaties inzichtelijk te maken. In de onderste figuur zijn alleen relaties tussen opeenvolgende componenten in de hiërarchie aangegeven met pijlen, maar er bestaan ook directe relaties tussen niet-opeenvolgende componenten, bijvoorbeeld tussen klimaat en vegetatie of fauna, of tussen atmosfeer en bodem.**

Figure 2.8. Two representations of hierarchical models used to explain the various landscape components and their mutual relationships.

# 3 Onderdelen en biodiversiteit van het hoogveenlandschap

## 3.1 Onderdelen van een hoogveensysteem

Als we het hebben over de ruimtelijke schaalniveaus van hoogveenlandschappen en het herstel daarvan, is het belangrijk dat we een goed beeld hebben van hoe zo'n landschap van nature is opgebouwd en hoe het er in de Nederlandse situatie uit heeft gezien of uit zou kunnen zien. Historische beschrijvingen, paleoecologische reconstructies en buitenlandse referenties helpen om zo'n beeld te vormen. Daarnaast zijn er de wetenschappelijke studies die inzicht geven in de sturende factoren en processen die leiden tot de ontwikkeling, instandhouding en degradatie van het landschap en de verschillende onderdelen daarvan.

Een hoogveen is ingebed in het omringende landschap. Het hoogveenlandschap wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een of meerdere hoogveenkernen en overgangen naar dat omringende landschap. Op die overgangen kan de zogenaamde lagg (term vanuit het Zweeds) liggen (Figuur 2.4). De onderstaande beschrijving van de gradiënt die in hoogveenkernen aanwezig is of was en van de lagg wordt gegeven door Everts *et al.* (2014) in het kader van herstelstrategieën voor gradiënttypen die ten behoeve van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) zijn opgesteld op basis van literatuur, praktijkvoorbeelden en expert judgement.

### 3.1.1 Gradiënten in de hoogveenkern

"De Nederlandse hoogvenen worden gerekend tot de zogenoemde 'vlakke hoogvenen' als subtype van de plateauhoogvenen (Van Wirdum 1993, Moore & Bellamy 1974). De zogenoemde 'vlakke hoogvenen' zijn in vele aspecten minder uitgesproken dan de plateauhoogvenen: de welving is minder sterk en de overgang van het veenlichaam naar de minerale omgeving is geleidelijker."

"De 'vlakke hoogvenen' bezitten net als plateauhoogvenen een horlogeglasvormig gewelfd veenlichaam, zij het minder sterk. De opwelving in het centrum kan meerdere meters hoog zijn en de randen zijn meer of minder sterk gebogen."

"Binnen dit type hoogveen worden drie zogenoemde microtopen onderscheiden:

- het boomvrije centrum van het veen, dat relatief vlak was en erg nat (Figuur 3.1). Hier namen slenken (natte ondiepten), meerstallen (permanent waterhoudende kolken met water dat rijk is aan humuszuren) en natte veenmostapijten (zogenoemde lawns) de grootste oppervlakte in. Er kwamen veenmosbulten voor, maar deze waren laag;
- het hellende deel van het veenlichaam: het deel tussen het meer vlakke plateau en de rand. Op die helling was een patroon van bulten en slenken dwars op de richting van oppervlakkig afstromend water ontwikkeld. De hoogte van de bulten nam af van de rand richting het midden (Venema 1855);
- de rand bestond hoofdzakelijk uit een vegetatie van hogere bulten met Eenarig wollegras (Venema 1855; Figuur 3.2). De randzone van plateauhoogvenen is vaak gekenmerkt door het voorkomen van hoogveenbossen (Moore & Bellamy 1974). In het rond 1800-1900 grotendeels ontboste Nederland waren de randen van de meeste hoogveencomplexen mogelijk grotendeels boomloos (zie de Hottingerkaarten: Versfelt 2003), hoewel niet kan worden uitgesloten dat kleine dennen of berken met geringe dichtheid voorkwamen. De randen van grotere hoogvenen (3) zijn doorsneden door geulen (Duits: Rüllen) waardoorheen water oppervlakkig wordt afgevoerd."





**Figuur 3.1. Een beeld van het relatief vlakke en erg natte centrum van een hoogveen, met lage bulten, slenken en poelen. Op deze foto het hoogveen Kodaja op de grens van Letland en Estland.**

**Figure 3.1. Image of the relatively flat and very wet central part of a raised bog, with low hummocks, hollows, and pools. Here the Kodaja bog at the border of Latvia and Estionia.**



**Figuur 3.2. Een beeld van de met ijl berkenbos, Eenarig wollegras en veenmossen begoeide rand van het hoogveen in het Witterveld.**

**Figure 3.2. Image of the edge of the Witterveld raised bog covered with open birchwood, Cottongrass, and bog mosses.**

### 3.1.2 De lagg

Lagg is een Zweedse term voor de zone aan de randen van een hoogveen waar het zure veenwater in contact komt met in meer of mindere mate gebufferd water vanuit de minerale omgeving. Volgens de definitie van Damman & French (1987) is *de lagg een met nutriënten verrijkte zone aan de rand van een hoogveen dat zowel water ontvangt van de minerale omgeving als van het hoogveen zelf*. De rand van een hoogveen is daarbij weer het buitenste hellende deel van een hoogveen dat gelegen is tussen het hoogveen en de lagg (Figuur 2.4). De lagg vormt de overgangszone tussen twee aangrenzende vegetatiegemeenschappen en is zichtbaar als een scherpe overgang in soortensamenstelling van de vegetatie.

Recentelijk is door Howie & Tromp-van Meerveld (2011) een aangepaste, meer uitgebreide, definitie van het begrip lagg voorgesteld: *"De lagg is een overgangszone aan de rand van een (meestal hoog)veen dat water ontvangt van zowel het veen als de omliggende minerale gronden en wordt gekarakteriseerd door een laagveen- of moerasvegetatie, de aanwezigheid van een gradiënt in waterchemie en een dun veenpakket met een relatief lage doorlatendheid (K). De lagg overgang kan scherp of diffuus zijn (afhankelijk van de topografie) en kan ook niet aanwezig zijn als een te onderscheiden kenmerk van het hoogveen."*

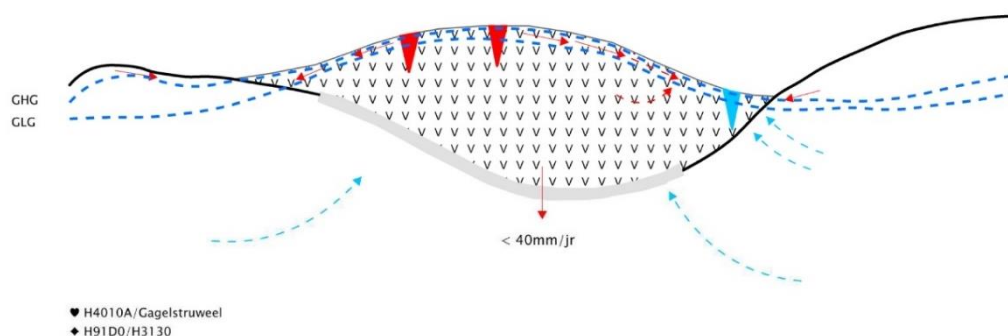
Everts *et al.* (2014) beschrijven in de herstelstrategieën voor het gradiënttype Actief hoogveen de lagg als volgt: "Rond de rand van een gewelfd hoogveen bevindt zich de zogenoemde lagg (naar het Zweeds) waar afstromend water uit het veenpakket zich met minerotroof water mengt. Het water in deze zone kan van lokale (naastliggende zandruggen) en/of van bovenlokale herkomst zijn. De basenrijkdom van het uittredende grondwater wordt bepaald door de doorstroomde geologische formaties en de verblijftijd (Schouten 2002)." "In Nederland bevond zich in laggs die gevoed werden door water van lokale herkomst over het algemeen zuur grond- en oppervlaktewater, terwijl het grond- en oppervlaktewater in de laggs die werden gevoed met bovenlokaal grondwater meestal basenrijk was (tenzij basenarme, sterk uitgeoogde afzettingen werden doorstroomd zoals aan de voet van stuwwallen). De aard van de grondwatervoeding van een specifieke lagg – of een deel daarvan – werd in hoge mate bepaald door locatiespecifieke geohydrologische condities."

"Tegenwoordig is het vooral de omgeving van het hoogveenrestant waaruit de aard van grondwatervoeding van de voormalige lagg kan worden afgeleid. Op grond van de omgeving van de hoogveenrestanten zijn twee varianten onderscheiden:

- *Variant 1a:* Actief hoogveen in basenarme omgeving; hier is een gradiënt ontwikkeld van minerale bodems met invloed van basenarm grondwater, via veenbodems met invloed van basenarm grond- en veenwater naar het hoogveen (zie Figuur 3.3);
- *Variant 1b:* Actief hoogveen in basenrijke omgeving: hier is een gradiënt aanwezig van minerale bodems met invloed van basenrijk grondwater, via veenbodems met invloed van basenrijk grondwater naar het hoogveen (Bell & Hullenaar 2010). Figuur 3.4 geeft een schematische doorsnede van dit gradiënttype."



Mineraal	Lagg-zone	Rand-zone	Hoogveenkern	Rand-zone	Lagg-zone	Mineraal
H4010A	H7410A	H91D0	H7110A	H91D0	H7410A	H4010A



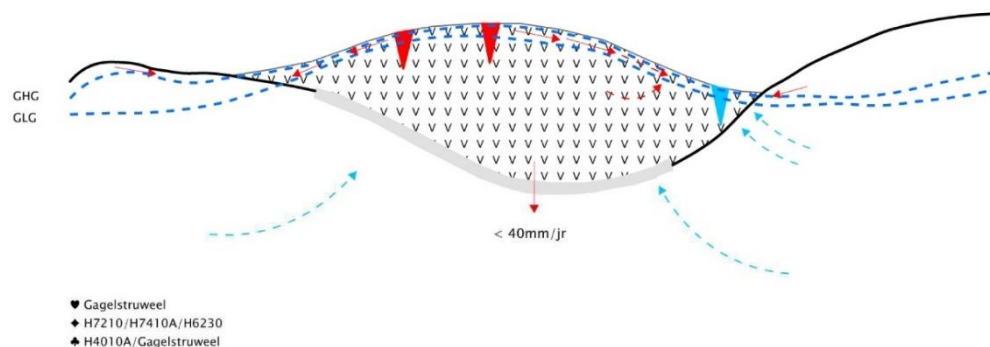
#### Legenda Nat zandlandschap

- H2310 Stulfzandheiden met struikhei
- H3130 Zwakgebufferde vennen
- H3140 Kranswierwateren
- H3160 Zure vennen
- H4010A Vochtige heiden (hogere zandgronden)
- H4030 Droge heiden
- IIG230 Heischrale graslanden
- H6410 Blauwgraslanden
- H7110A Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap)
- H7110B Actieve hoogvenen (heideveentjes)
- H7140 Overgangs- en trilvenen
- H7150 Pioniersvegetaties met snabelbiezen
- H7210 Galligaanmoerassen
- I17230 Kalkmoerassen
- H7410A Trilvenen
- H91D0 Hoogveenbossen
- H91EDC Vochtige alluviale bossen (beekgeleidelende bossen)

- Maaiveld
- - - Grondwaterstand (GHG/GLG)
- Stroomrichting
- Periodieke optredende grondwaterstroom
- Blauw Basisch; Stroomrichting: Basenrijk grondwater of Zwakgebufferd grondwater (onderbroken)
- Groen Zwakgebufferd-basenrijk grondwater
- Rood Zuur; Stroomrichting: Zuur zeer ionenarm veenwater of Zeer zwak gebufferd veenwater (onderbroken)
- Slecht doorlatende laag
- V Veen
- Wyp Watervoerend pakket
- N Neerslag
- L Lithoclien (basenrijk water)

**Figuur 3.3. Gradiënttype 1a: actief hoogveen in een basenarme omgeving (Overgenomen uit: Everts *et al.* 2014).**  
**Figure 3.3 Gradient type 1a: active raised bog in a base-poor surrounding mineral land (From: Everts *et al.* 2014).**

Mineraal	Lagg-zone	Rand-zone	Hoogveenkern	Rand-zone	Lagg-zone	Mineraal
H4010A	H7230	H91D0	H7110A	H91D0	H7230	H4010A



**Figuur 3.4. Gradiënttype 1b: actief hoogveen in een basenrijke omgeving (Bron: Everts *et al.* 2014).**

**Figure 3.4 Gradient type 1b: active raised bog in a base-rich surrounding mineral land (From: Everts *et al.* 2014).**

In Figuur 3.5 staat ter illustratie een voorbeeld van een lagg gelegen tussen een hoogveenkern en een hoger gelegen basenarme duinrug in Estland (Lindi). De foto's in Figuur 3.6,

Figuur 3.7 en Figuur 3.8 illustreren een lagg gelegen tussen een hoogveenkern en een lager gelegen basenrijke keileemrug in Estland (Nigula).



**Figuur 3.5. Een beeld van een lagg tussen een hoogveenkern en een hoger gelegen basenarme duinrug (Lindi, Zuidwest Estland). Deze lagg is begroeid met onder andere een zone van Snavelzegge en een hoge bedekking van veenmossen en Veenbloembies.**

**Figure 3.5 Image of a lagg between a raised bog massive and an elevated base poor dune ridge (Lindi, Southwestern Estonia). This lagg is covered by a zone of *Carex rostrata* and a high cover of bog mosses and *Scheuchzeria palustris*.**





**Figuur 3.6.** Een beeld van een lagg tussen een hoogveenkern (naar rechts) en een lager gelegen basenrijke keileemrug (Nigula, Zuidwest-Estland). Figuur 3.8 geeft een beeld van de vegetatie in deze lagg. De randhelling van het hoogveen sluit hier dicht op de lagg aan.

Figure 3.6 Image of a lagg between a raised bog massive (to the right) and a lower lying base rich ridge of boulder clay (Nigula, Southwestern Estionia). Figure 3.8 shows the vegetation in this lagg. Here, the sloping edge ('rand') of the bog massive starts close to the lagg.



**Figuur 3.7.** Een beeld van dezelfde lagg als in Figuur 3.6, maar dan op een plek waar tussen de minerale (keileem)bodem en de randhelling van het hoogveen (naar rechts) een bredere vlakke zone met overgangsveen bevindt (Nigula, Zuidwest-Estland). De vegetatie van dit overgangsveen bestaat uit een hoge bedekking van veenmossen, Eenarig wollegras en Veenbes en daarnaast Veenbloembies, Slijkzegge, Draadzegge en Riet.

Figure 3.7. Image of the same lagg as in Figure 3.6, but here at a location with a wider, flat area of transitional mire between the mineral soil (boulder clay) and the sloping edge ('rand') of the bog massive (Nigula, Southwestern Estonia). The vegetation of this transitional mire has a high cover of bog mosses, *Eriophorum vaginatum*, and *Oxycoccus palustris*, as well as *Scheuchzeria palustris*, *Carex rostrata*, *Carex lasiocarpa*, and *Phragmites australis*.





**Figuur 3.8. Foto van de vegetatie in de lagg van Figuur 3.6. In deze lagg groeien onder andere Riet, Slangenwortel, Berk, Wilg, Els en Haarmos.**

**Figure 3.8. Photo of the vegetation in the lagg of Figure 3.6. In this lagg *Phragmites australis*, *Calla palustris*, *Betula* sp., *Salix* sp., *Alnus* sp., and *Polytrichum* sp. are growing.**

### **3.1.3 Soaks, flushes en overgangsvenen**

Naast de hoogveenkern en de lagg zijn uit Ierse hoogvenen de zogenaamde 'soaks' (minerotrofe poelen, meerstallen) en 'flushes' (afvoerlaagtes) bekend (zie ook paragraaf 3.2.2), die gekenmerkt worden door een hogere beschikbaarheid van voedingsstoffen door toestroming van gebufferd grondwater (minerotrofie) en/of oppervlakkige doorstroming van veenwater (rheotrofie). De vegetatie en het functioneren ervan wordt nader uitgewerkt door o.a. Kelly (1993), Schouten (2002) en Crushell (2008).

Verder zijn er overgangen vanuit hoogveenkernen naar een overgangsveen. In overgangsvenen groeien soorten die kenmerkend zijn voor laagveen resp. hoogveen naast elkaar. In onder andere Estland komen voorbeelden daarvan voor, waar twee hoogveenkernen over minerale bodem of laagveen naar elkaar toe zijn gegroeid (Figuur 3.9), of tussen een hoogveenkern en een omliggend laagveen in. Daar groeien op plekken waar óók een dek van veenmossen aanwezig is bijvoorbeeld Riet (*Phragmites australis*) en Slangenwortel (*Calla palustris*), waarvan de wortels in contact staan met basenhoudend grondwater en de stengels door het veenmosdek heen groeien. Op andere plekken in overgangsvenen komen soorten als Wateraardbei (*Potentilla palustris*), Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) en Draadzegge (*Carex lasiocarpa*) in hoge dichtheden voor, en in Estland ook nog Slijkzegge (*Carex limosa*) en Veenbloembies (*Scheuchzeria palustris*).



Nigula nature reserve, Estonia  
Landsat TM false colour composition  
Date of acquisition 19-8-1997

Scale 1 : 40000  
1000 0 1000 Meters

Survey Department, Delft  
RIZA, Lelystad

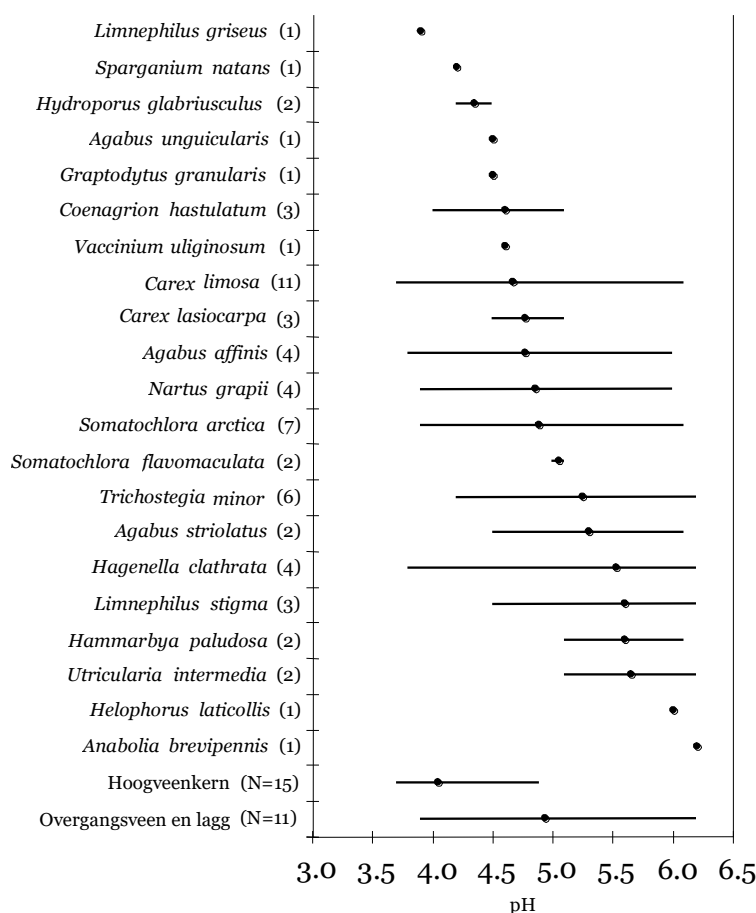
Figuur 3.9. Met satellietfoto's, zoals hier van het hoogveenreservaat Nigula in Zuidwest Estland, kan de variatie in vochtigheid en vegetatiesamenstelling goed in beeld worden gebracht. De hoogveenkernen zijn met blauw-grijze tinten aangegeven. Bossen zijn rood en graslanden en akkers zijn blauw-rood tot lichtblauw. Binnen het hoogveen liggen opduikingen van de minerale bodem als 'eilanden' in het veen. Waar het veen de minerale rug heeft overgroeid is nu een overgangsveen aanwezig (wit). De foto's in Figuur 3.6, **Figuur 3.7 en Figuur 3.8 zijn genomen aan de oostzijde van het noordelijke 'minerale eiland'.**

Figure 3.9. Satellite images, like this one of the raised bog reserve Nigula in Southwestern Estonia, can very well show the variation in moisture and vegetation composition. Here, the raised bog massives are shown in blue-grey tones. Forests are red and grasslands and fields are blue-red to light blue. Inside the bog reserve are emergences of the mineral soil as 'islands' in the bog massives. Where the mire has overgrown the mineral soil, there is a transitional mire (white). The pictures in Figure 3.6, Figure 3.7 and Figure 3.8 are taken on the east side of the northern 'mineral island'.

### 3.1.4 Soorten in intacte hoogveengradiënten

In het kader van het OBN-onderzoek is onderzoek gedaan naar de flora en fauna in intacte gradiënten in hoogveenlandschappen in Estland. Daarvan wordt verslag gedaan in onder andere Tomassen *et al.* (2003a), Van Duinen *et al.* (2011) en Van Duinen (2013).

De invloed van basenrijker grondwaterinvloed varieert sterk over de gradiënt; van afwezig in de hoogveenkern tot sterke invloed in de lagg. De pH van het oppervlaktewater varieert van 3,9 in de hoogveenkern en locaties in overgangsvenen die gevoed worden door afstromend water vanuit de hoogveenkern tot 6,3 in laggs die onder sterke invloed staan van grondwater of de gebufferde minerale bodem. Zoals in Van Duinen *et al.* (2011) beschreven is, is de pH positief gecorreleerd met de ionenratio, alkaliniteit en de concentraties van Ca en Fe, wat aangeeft dat deze variabelen binnen de gradiënt in hoogveenlandschappen worden beïnvloed door grondwater. Concentraties van  $\text{Cl}^-$ , ortho- $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  en S variëren niet met de mate van grondwaterinvloed. Planten- en diersoorten die in Nederland bedreigd zijn (Rode Lijst) zijn in hun verspreiding binnen het intacte hoogveenlandschap niet gelijk verdeeld over deze (grondwater)gradiënt (Figuur 3.10). Slijkzegge (*Carex limosa*), Hoogveenglanslibel (*Somatochlora arctica*) en de kokerjuffers *Hagenella clathrata* en *Trichostegia minor* werden over bijna de gehele gradiënt aangetroffen. Andere soorten werden echter in slechts een deel van de gradiënt gevonden. Zo werden de kokerjuffer *Limnephilus griseus*, Speerwaterjuffer (*Coenagrion hastulatum*) en Rijsbes (*Vaccinium uliginosum*) aangetroffen op plekken met een lage pH, terwijl de kokerjuffers *Anabolia brevipennis* en *Limnephilus stigma* en Plat blaasjeskruid (*Utricularia intermedia*) op plekken met een hoge pH voorkwamen (Figuur 3.10).



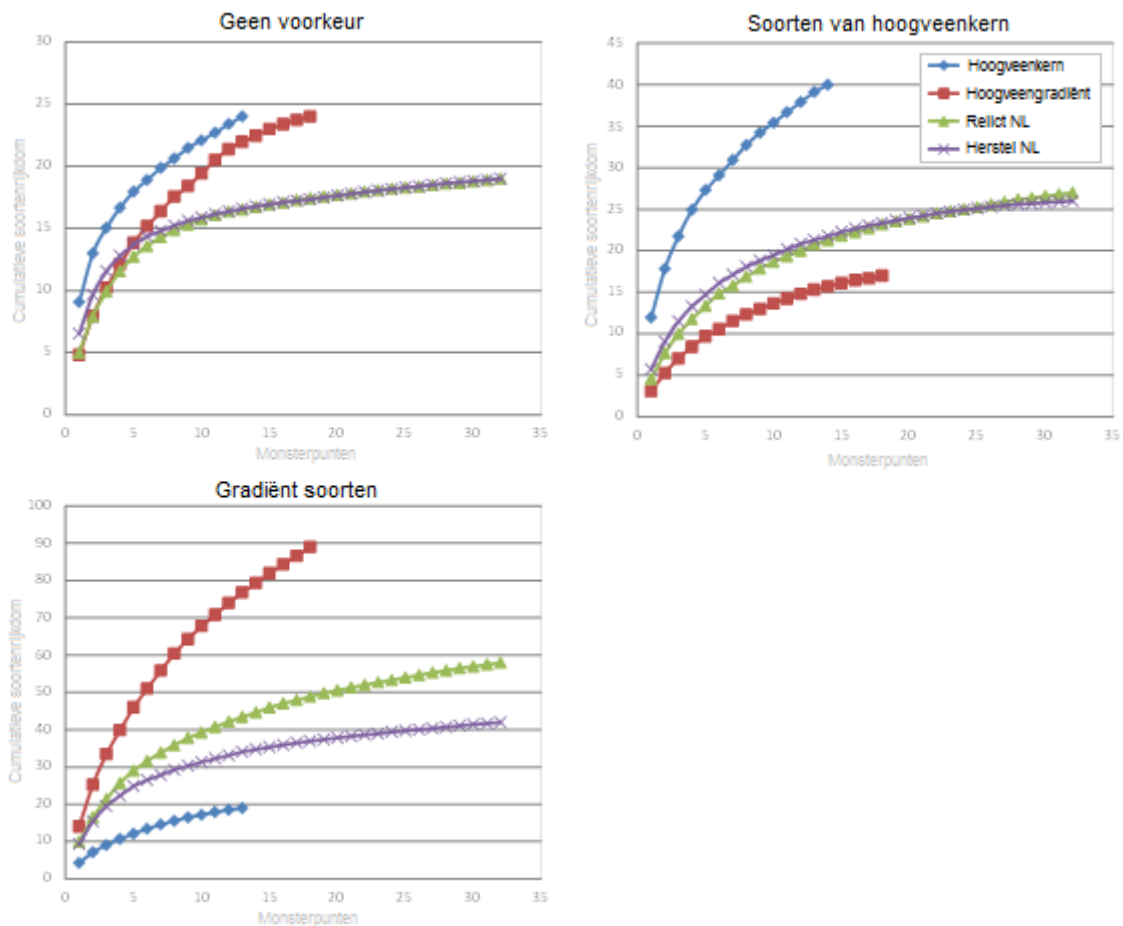
**Figuur 3.10. Minimum, gemiddelde en maximum pH in Estlandse hoogveenlandschappen op monsterpunten met bedreigde soorten. Tussen haakjes achter de soortnamen het aantal monsterpunten waarin de betreffende soort is waargenomen (Overgenomen uit Van Duinen *et al.* 2011).**

**Figure 3.10. Minimum, average, and maximum pH in Estonian raised bog landscapes at sample sites with threatened species. The number of sample sites in which a species is encountered is given between brackets behind the species' names (From: Van Duinen *et al.* 2011).**



In het OBN-preadvies Hoogvenen (Schouwenaars *et al.* 2002) werd al beschreven dat de lagg of randzone binnen het hoogveenlandschap de meest soortenrijke zone is. Zo vond Väisänen (1992) in een Fins hoogveen de hoogste soortenrijkdom van vlinders in de lagg. In de lagg is de diversiteit van zowel waardplanten voor de rupsen, als nectarplanten voor volwassen vlinders duidelijk hoger dan in de hoogveenkern. Uit eerder OBN-onderzoek is gebleken dat de kwaliteit van waardplanten varieert langs de gradiënt in hoogvenen. De karakteristieke hoogveenvlinders Veenhooibeestje, Veenbesblauwtje en Veenbesparelmoervlinder worden in intacte hoogvenen vooral aangetroffen in de randen van venen of overgangsvenen. De waardplanten zijn in de zone waar de beschikbaarheid van voedingsstoffen iets hoger is door minerotrofie en/of rheotrofie vitaler, zodat alleen hier voldoende voedsel van voldoende kwaliteit voor de rupsen aanwezig is (Van Duinen *et al.* 2011). Ook de soortensamenstelling van spinnen verandert over de gradiënt van open hoogveenkern, via de rand naar de lagg. In de open hoogveenkern worden minder soorten aangetroffen dan naar de randen van het veen. Schikora (2002) vond een duidelijke relatie tussen de soortensamenstelling van spinnen en de vegetatiestructuur en lichtbeschikbaarheid. Sommige spinnensoorten zijn licht- en warmteminnend en zijn vooral te vinden in open bult-slenk-complexen, terwijl andere soorten juist in strooisel, dichte vegetatie of bos voorkomen. Daarnaast is de variatie in vochtigheid een belangrijke factor. Bulten vormen in de natte delen van het hoogveen belangrijke overwinteringsplekken voor entomofauna (Burmeister 1980, Främbis 1994). Analyse van de gegevens van de watermacrofauna die in het vergelijkende OBN-onderzoek zijn verzameld in hoogveenwateren in Estland en Nederland laat eveneens zien dat de gradiënten in intacte hoogvenen soortenrijk zijn en vooral belangrijk zijn voor soorten die hoofdzakelijk of alleen in de gradiënt voorkomen en niet of in mindere mate in de ombrotrofe hoogveenkern. Dat is niet perse zo per afzonderlijke locatie, maar wel als we kijken naar de variatie binnen de onderdelen met behulp van cumulatieve curves (Van Duinen 2013; Figuur 3.11). Uit deze analyse en ook het onderzoek in het Korenburgerveen (Verberk & Esselink 2006, Verberk 2008) komt naar voren dat de herstelmaatregelen tot dan toe in de Nederlandse hoogveenrestanten nog relatief weinig succesvol zijn geweest in het herstel van (soorten van) hoogveengradiënten. Overigens zijn er sindsdien wel positieve ontwikkelingen gemeld wat betreft soorten in gradiënten en rand- of bufferzones, onder andere in het Korenburgerveen (med. R. Ketelaar), Haaksbergerveen (med. R. Ruis), Fochteloërveen (med. M. Snip) en Bargerveen (med. J. de Vries en A. Lassche) en zijn veel maatregelen recent uitgevoerd of in voorbereiding.

Tenslotte moet in dit verband opgemerkt worden, dat de variatie in terreincondities in het hoogveenlandsschap op macroschaal belangrijk is voor mobiele diersoorten. Deze kennis wordt in diverse documenten en artikelen benoemd in verband met herstelbeheer (Schouwenaars *et al.* 2002, Verberk *et al.* 2009, van Duinen *et al.* 2011, Everts *et al.* 2014). Vogels als Korhoen en Kraanvogel broeden in het natte hoogveen of overgangsvveen, maar foerageren buiten het hoogveen. In de afgelopen jaren worden Kraanvogels in verschillende hoogveenrestanten, zoals het Fochteloërveen (Feenstra & Kuipers 2012), de Engbertsdijksvenen en het Bargerveen, foeragerend gezien in bufferzones en ook verderop gelegen landbouwpercelen, terwijl ze broeden (of pogingen daartoe doen) in de natte delen van het hoogveenrestant en soms ook in recenter ingerichte bufferzones.



**Figuur 3.11. Cumulatieve soortenrijkdom curves voor locaties in de gradient (lagg, overgangsveen, toestroming van zuur water) en locaties in de ombrotrofe hoogveenkern in intacte hoogvenen in Estland en in wateren in Nederlandse hoogveenrestanten die niet ('relict NL') of wel ('herstel NL') door herstelmaatregelen zijn gecreëerd. Curves zijn afzonderlijk gemaakt voor (van boven naar beneden) de soorten zonder habitatvoorkeur in Estlandse hoogvenen, soorten met voorkeur voor overgangsvenen en laggs, en voor soorten van de hoogveenkern (ombrotrofe poelen). Let op de verschillende schalen van de verticale assen (Gewijzigd naar: Van Duinen 2013).**

Figure 3.11. Cumulative species richness curves for locations in the gradient (lagg, transitional mire, flow of acidic water) and locations in the ombrotrophic bog massive ('Hoogveenkern') in intact raised bogs in Estonia and in waters in Dutch bog remnants which are either or not created by restoration measures ('herstel NL' and 'relict NL', respectively). Curves are made separately for (from top to bottom) species without habitat preference in Estonian bogs, species preferring transitional mires and laggs, and species of the raised bog massive (ombrotrophic pools). Note the different scales of the vertical axes (Modified after: Van Duinen 2013).

## 3.2 Referenties vegetatieontwikkeling en –patronen

### 3.2.1 Beschikbare informatiebronnen

Om doelen te kunnen formuleren voor de ontwikkeling van een hoogveenlandschap in zijn verschillende onderdelen en om de ontwikkelingen te kunnen evalueren zijn goede referenties en streefwaarden nodig (graadmeters). Wat betreft de biodiversiteit van hoogveenlandschappen kan voor referenties voor de samenstelling van de vegetatie en fauna en de ontwikkelingen in de tijd (successie) en ruimte (patronen) gekeken worden naar actuele situaties in intacte hoogveenlandschappen in het buitenland. De samenstelling van de vegetatie langs de gradiënten in hoogvenen zijn in meerdere buitenlandse hoogvenen



onderzocht. In paragraaf 3.2.2 wordt op basis van de studie van Kelly (1993; zie ook in Schouten 2002) in twee Ierse hoogvenen ingegaan op de vegetatiesamenstelling in relatie tot de positie op de gradiënt van het centrum van de hoogveenkern naar de lagg.

Daarnaast zijn er historische referenties. Er is een beperkt aantal excursieverslagen uit Nederlandse hoogvenen, die een indruk geven van de vegetatie uit een periode dat veenwinning deze venen nog niet of in beperkte mate had beïnvloed en de depositie van atmosferische stikstof nog laag was. Deze verslagen bieden wel een indruk van de variatie en gradiënten, maar niet zulke gedetailleerde beschrijvingen en het is niet goed mogelijk de samenstelling van de vegetatie en patronen daarin te relateren aan de toen sturende factoren, hooguit via een reconstructie op basis van kennis uit andere onderzoeken. In paragraaf 3.2.3 worden delen uit de beschrijving van Jonas (1932a en b) van een overgangszone en een meerstal weergegeven.

Verder zijn er paleo-ecologische studies geven die informatie over de inleidende fasen en verdere ontwikkeling van een hoogveen, zoals in Nederland het onderzoek naar een deel van het voormalige Bourtangerveen bij Emmen van Casparie (1972) en van de Engbertsdijksevenen (Van der Molen & Hoekstra 1988). In het preadvies hoogvenen (Schouwenaars *et al.* 2002) wordt een beeld gegeven van de vegetatieontwikkeling van hoogvenen. Aan de hand van fossiele plantengemeenschappen wordt daarin een indruk gegeven van mogelijke ontwikkelingsreeksen in het hoogveen en daarmee gemoeide tijdsschalen. Duidelijk blijkt daaruit dat de ontwikkeling tot een hoogveenkern met bulten en slenken vanuit verschillende situaties op minerale bodem kan starten en via verschillende trajecten en over verschillende tijdperiodes kan verlopen. Paleo-ecologische studies naar hoogveen betreffen meestal de inleidende fasen van hoogveenvorming en soms ook de echte hoogveenvorming tot het moment van afgraven. Het geeft informatie over de tijdsschalen die met deze ontwikkeling gemoeid zijn en over veengroeisnelheden.

### 3.2.2 Ierse hoogvenen

De samenstelling van de vegetatie langs de gradiënten in hoogvenen zijn in meerdere buitenlandse hoogvenen onderzocht. De studie van Kelly (1993; zie ook in Schouten 2002) geeft een goed overzicht over de samenstelling van de vegetatie van twee levende Ierse hoogvenen in midden Ierland: Clara Bog en Raheenmore Bog. In dit onderzoek werd een duidelijke relatie gevonden tussen de samenstelling van de vegetatie en de abiotische terreincondities die sterk samenhangen met 1.) de helling van het hoogveenlichaam en 2.) de beschikbaarheid van voedingsstoffen en invloed van basenrijker grondwater. Vanwege de praktische hanteerbaarheid bij de vegetatiekartering werden een kleiner aantal gemeenschapscomplexen (32 'community complexes') onderscheiden, waarbij zo'n complex bestaat uit een homogene mozaïek van enkele gemeenschappen. Deze complexen bleken te zijn geassocieerd met specifieke diktes van de acrotelm. Deze complexen werden voor het ontwikkelen van praktische beheerstrategieën verder geïntegreerd: gemeenschapscomplexen met vergelijkbare vegetatiesamenstelling, acrotelmdikte en hydrologische en hydrochemische kenmerken werden samengenomen in ecotopen.

### 3.2.3 Historische beschrijving hoogveengradiënt

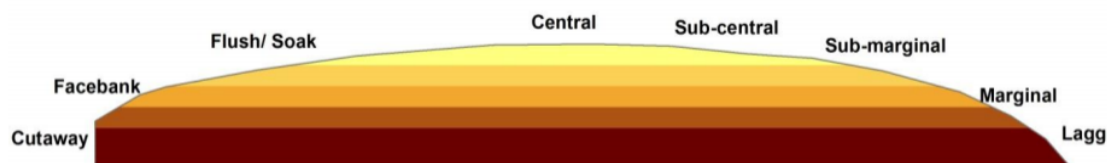
Jonas (1932a) beschrijft in De Levende Natuur een **wandeling vanaf een duinrug naar de meerstal "Kromme meer" in het Aschendorfer Obermoor ten zuiden van Papenburg. Daarbij wordt een overgangszone gepasseerd. ".... Eindelijk houdt het sombere dennenbosch op en staan we op de laatste, met hei begroeide heuvels, dicht bij het hoogveen. Aan onze voeten ligt een ondiepe heiplas, die door de brandende Juli-zon op een dun laagje water na is uitgedroogd. Een kenmerkend, éénvormig plantendek groeit op den bodem. Het is een verwarde massa van groene schijfjes, de blaadjes van den waternavel (*Hydrocotyle*), roode draden, de liggende stengels van de moerasrusch (*Juncus supinus*) en de rechtopstaande groene halmen van de water bies (*Scirpus paluster*), waartusschen overal veel mos, *Drepanocladus fluitans*, is te vinden. Samen vormen die planten een zwart slik op den bodem, waarin de wind voortdurend**

fijne zanddeeltjes van de duinen blaast. Zoo ontstaat de onderste laag van het hoogveen (Zweedsch: gyttja), die de Duitschers het „Schmierlager" noemen, wat we met slijkbezinksel zouden kunnen vertalen. Tusschen de moskussens van *Hypnum* vinden we hier onze tweede veenmossoort, *Sphagnum cuspidatum*, want in het vochtige duinzand hebben we al een andere, *S. acutifolium*, aangetroffen. We komen in de natte randveenzone, op het overzichtskaartje met N.R. aangeduid, die vroeger het levende, zich steeds uitbreidende hoogveen als een gordel omgaf. Hier werd het door den duinrug tot staan gebracht, ginds schoof het verder vooruit, noordwaarts over de vlakke heide tot aan het Papenburger veenkanaal, waar intusschen het veen al sinds lang weer is afgegraven. Nu is de natte randzone grootendeels ontwaterd; slechts hier en daar bleef een klein stukje tot op heden bewaard. De breedbladige lischdodde, waterbies en *Hypnum* bewijzen, dat het hoogveen met zijn schrale, oligotrophe, plantendek hier de overwinning nog niet heeft behaald. Het regenwater spoelt steeds nieuwe voedingszouten uit de duinen, zoodat plaatselijk riet en liesgras (*Glyceria aquatica* Wahl.) kunnen groeien. Ook vindt men hier nog uitgestrekte velden van de snavelzegge, *Carex rostrata*, en overal vestigt zich de berk. Zoo geeft de randzone een veel bonter geheel te zien dan de hoogveenvlakte, waar het snel ).

Wat de terreinhelling of positie op de hoogveenkern betreft, werden 4 ecotopen onderscheiden: central, sub-central, sub-marginal en marginal (Figuur 3.12). Wat betreft de gemeenschappen die gerelateerd zijn aan een hogere beschikbaarheid van voedingsstoffen of invloed van basenrijker grondwater, zijn de zogenaamde 'soaks' (in het Nederlands: meerstal), 'flushes' (afvoerlaagten) en de lagg. In het geval van veenafraving en/of versterkte drainage van de rand van de veenkern zijn er nog de ecotopen van de 'facebank' en de 'cut-away'. Afgezien van effecten van veenafravingen en drainage, zijn de patronen in de vegetatie gerelateerd aan de waterstand ten opzichte van het maaiveld, de fluctuatie van de waterstand gedurende het jaar, de beschikbaarheid van voedingsstoffen en de invloed van grondwater (minerotrofie). Dit laatste is het geval in de lagg (en cut-away) en in delen van de 'soak'-ecotoop. De vegetatie in andere onderdelen van de soak-ecotoop vertoont weliswaar kenmerken van hogere beschikbaarheid van voedingsstoffen (aanwezigheid van o.a. Snavelzegge, Waterdrieblad en Wateraardbei), maar die zijn een gevolg van sterke toe- en doorstroming van water door de bovenste veenlaag (acrotelm), wat aangeduid wordt met de term rheotrofie.

Bosgemeenschappen (hogere bomen en struweel) komen in de Ierse hoogvenen in de kern alleen voor in de lagg en in de hoogveenkern alleen langs veenbeken en rond de soaks, dus de locaties waar de waterstand sterker kan fluctueren en/of waar de beschikbaarheid van voedingsstoffen hoger is door minerotrofie of rheotrofie.

Zie paragraaf 8.6.5 voor toepassing van de ecotoopbenadering bij de vegetatiemonitoring van Ierse venen.



**Figuur 3.12. Schematische weergave van de positie van de belangrijkste ecotopen, die door Kelly (1993) in Ierse hoogvenen zijn onderscheiden (Overgenomen uit: Streefkerk et al. 2012).**

Figure 3.12. Schematic representation of the position of the main ecotopes distinguished in Irish bogs by Kelly (1993) (From: Streefkerk et al. 2012).

**Tabel 3.1. Karakteristieken van de ecotopen die beschreven zijn voor Ierse hoogveen (Kelly 1993; Kelly & Schouten 2002; overgenomen uit Streefkerk et al. 2012).**

Table 3.1. Characteristics of the ecotopes described for Irish raised bogs (Kelly 1993; Kelly & Schouten 2002; From: Streefkerk et al. 2012).

Ecotoop	Karakteristieken
Verdroogde veenrand (Facebank)	<i>Abiotisch</i> : geen bulten en slenken, geen acrotelm <i>Biotisch</i> : geen veenvomende plantengemeenschappen, vegetatie gedomineerd door <u>Struikhei</u>
Marginaal (Marginal)	<i>Abiotisch</i> : geen bulten en slenken, acrotelm meestal afwezig of slecht ontwikkeld (< 5 cm) <i>Biotisch</i> : (bijna) geen veenvomende plantengemeenschappen, vegetatie gedomineerd door <u>Struikhei</u> en <u>Veenbies</u>
Sub-marginaal (Sub marginal)	<i>Abiotisch</i> : enig onderscheid tussen bulten en slenken, slenken gedurende korte periode per jaar geïnundeerd, acrotelm afwezig of dun (< 5 cm) <i>Biotisch</i> : slenken gedomineerd door <u>Beenbreek</u> en <u>Zacht veenmos</u>
Sub-centraal (Sub central)	<i>Abiotisch</i> : een microtopgrafie van bulten, slenken en vlakten ( <i>lawns</i> ) (geen poelen). De vlakten zijn dominant. Acrotelm dikte variabel van 10 cm tot lokaal goed ontwikkeld tot 40 cm <i>Biotisch</i> : vlakten gedomineerd door <u>Hoogveen-veenmos</u>
Centraal (Central)	<i>Abiotisch</i> : een microtopgrafie van bulten, slenken en poelen. Acrotelm redelijk tot goed ontwikkeld, dikte tot 50 cm <i>Biotisch</i> : poelen en slenken gedomineerd door <u>Waterveenmos</u>
Meerstal/afvoerlaagte (Soak/Active flush)	<i>Abiotisch</i> : over het algemeen nat tot zeer nat, in de natste delen vlakten, in sommige delen poelen, slenken en platte bulten, Acrotelm goed ontwikkeld (> 40 cm) <i>Biotisch</i> : vlakten met <u>Waterveenmos</u> , <u>Slank veenmos</u> en <u>Snavelzegge</u> , op drogere locaties <u>Wilde gagel</u> en <u>Zachte berk</u> struweel/bos met in sommige delen bulten van <u>Gewoon veenmos</u> en <u>Pijpenstrootje</u>

### 3.2.4 Historische beschrijving hoogveengradiënt

Jonas (1932a) beschrijft in De Levende Natuur een wandeling vanaf een duinrug naar de meerstal "Kromme meer" in het Aschendorfer Obermoor ten zuiden van Papenburg. Daarbij wordt een overgangszone gepasseerd. "... Eindelijk houdt het sombere dennenbosch op en staan we op de laatste, met hei begroeide heuvels, dicht bij het hoogveen. Aan onze voeten ligt een ondiepe heiplas, die door de brandende Juli-zon op een dun laagje water na is uitgedroogd. Een kenmerkend, éénvormig plantendek groeit op den bodem. Het is een verwarde massa van groene schijfjes, de blaadjes van den waternavel (*Hydrocotyle*), roode draden, de liggende stengels van de moerasrusch (*Juncus supinus*) en de rechtopstaande groene halmen van de water bies (*Scirpus paluster*), waartusschen overal veel mos, *Drepanocladus fluitans*, is te vinden. Samen vormen die planten een zwart slik op den bodem, waarin de wind voortdurend fijne zanddeeltjes van de duinen blaast. Zoo ontstaat de onderste laag van het hoogveen (Zweedsch: gytja), die de Duitschers het „Schmierlager" noemen, wat we met slijkbezinksel zouden kunnen vertalen. Tusschen de moskussens van *Hypnum* vinden we hier onze tweede veenmossoort, *Sphagnum cuspidatum*, want in het vochtige duinzand hebben we al een andere, *S. acutifolium*, aangetroffen. We komen in de natte randveenzone, op het overzichtskaartje met N.R. aangeduid, die vroeger het levende, zich steeds uitbreidende hoogveen als een gordel omgaf. Hier werd het door den duinrug tot staan gebracht, ginds schoof het verder vooruit, noordwaarts over de vlakke heide tot aan het Papenburger veenkanaal, waar intusschen het veen al sinds lang weer is afgegraven. Nu is de natte randzone grootendeels ontwaterd; slechts hier en daar bleef een klein stukje tot op heden bewaard. De breedbladige lischdodde, waterbies en *Hypnum* bewijzen, dat het hoogveen met zijn schrale, oligotrophe, plantendek hier de overwinning nog niet heeft behaald. Het regenwater spoelt steeds nieuwe voedingszouten uit de duinen, zoodat plaatselijk riet en liesgras (*Glyceria aquatica* Wahl.) kunnen groeien. Ook vindt

men hier nog uitgestrekte velden van de snavelzegge, *Carex rostrata*, en overal vestigt zich de berk. Zoo geeft de randzone een veel bonter geheel te zien dan de hoogveenvlakte, waar het snel groeiende veenmos de groei van de meeste planten verhindert. De Sphagnumsoorten, die hier in hoofdzaak groeien, *S. fimbriatum* en *S. cymbifolium* nemen nog niet zoo'n belangrijke plaats in. We gaan verder naar het Zuiden, om een weg te vinden, die ons bij het Kromme Meer zal brengen. Het laatste huis van de nederzetting ligt al achter ons en een lijnrechte weg loopt het hoogveen in, langs diepe veenputten met een onder water groeiende Sphagnumsoort, *S. cuspidatum*, vooral in de variëteit *plumosum*, naar de randhelling van het veen. Breede zwarte erosiegeulen kronkelen de helling af naar de natte randzone. Als het geregend heeft spoelt het water hierlangs snel de helling af, die zodoende altijd droog blijft. Vandaar dat hier reusachtige zoden van *Molinia*, de pijpestrootjes, en *Calluna* groeien en geen spoor van veenmos is te vinden. Tegen de *Molinia*-zoden aan zitten dwergmosjes (*Dicranella cerviculata*, *Webera nutans*) en levermosjes (*Cephalozia connivens*), overigens zijn de geulen dood en onbegroeid; eerst meer naar beneden, waar ze in plassen uitloopen, die het water verzamelen, is weer plantengroei te vinden. Op andere plaatsen, waar grotere geulen, met R. (Rulle) op het kaartje aangeduid, in de hellingsnijden, staan ook berken- en wilgenboschjes (*Salix aurita*). Daarachter pas strekt zich het eigenlijke hoogveen uit. Slootjes en greppels zijn de laatste sporen van de sinds lang opgegeven boekweitverbouw. Veenmossoorten, *S. compactum*, *S. molle*, *S. medium* en *S. papillosum*, hebben de vlakte heroverd en vormen platte natte kussens op den vroeger afgebranden grond. Over geulen springend en door diepe moslagen wadend naderen we geleidelijk de plaats, waar het Kromme Meer moet liggen. De zon brandt onbarmhartig en de lucht is door de sterke verdamping zoo vochtig als in een broeikas. De horizon schijnt op en neer te golven: „de veenkatten springen”, zooals de herders zeggen. Geen mensch, geen boom, geen huis is in de verste verte te zien, veenbiespollen, *Scirpus caespitosus*, staan stijf en strak om ons heen, wollegrasstengels wiegelen met hun witte pluimen heen en weer en overal kronkelen dunne bruine veenbesstengels in en op het weeke veenmos. Slechts hier en daar steekt een eenzame *Leucobryum*-mosbult boven het overigens geheel vlakke terrein uit. Daar schittert eindelijk een streep water vóór ons in de zon, we zijn bij het Kromme Meer aangekomen. Haastig gaan we langs de diepe geulen naar den rand toe, die door zachte veenmoskussens is omgeven. De heele westrand is aan het verlanden, alleen aan den overkant, waar de golfslag een steile wand in de turf heeft uitgevreten, is het water open. Maar het is intusschen laat geworden, de zon nadert den horizon en laat haar roode stralen in het bruine water terugkaatsen, wat een gouden weerschijn geeft. Slechts noode kunnen we besluiten, den langen terugweg te aanvaarden.”



Fig. 3. Ondiepe heiplas, waarin zich het „Schmierlager” afzet. 15 Aug. '30.



Fig. 4. Dichte zode van waternavel en *Drepanocladus* uit de natte randzone.  
10 Sept. '30.



Fig. 7. Geul in de natte randzone met *Molinia* en veenmos. 12 Oct. '31.



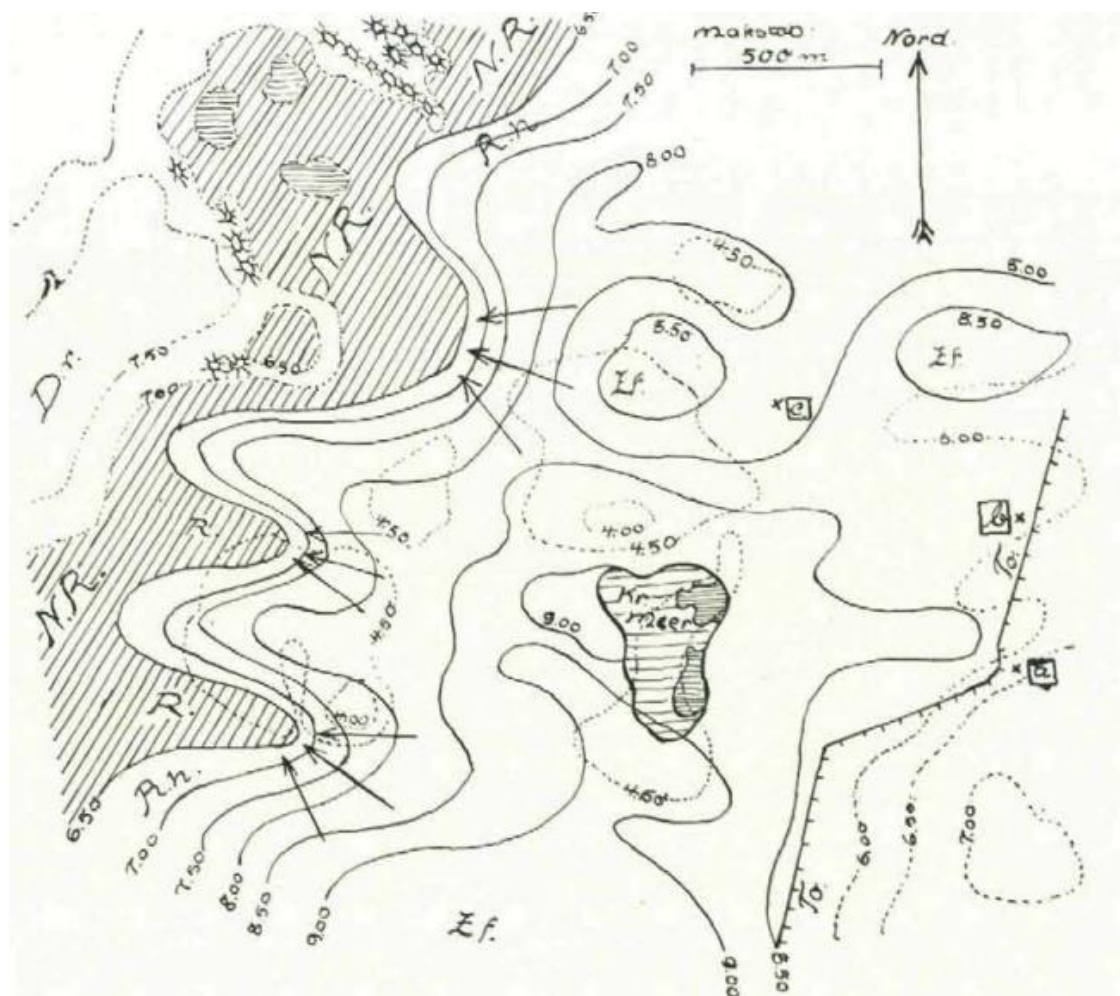
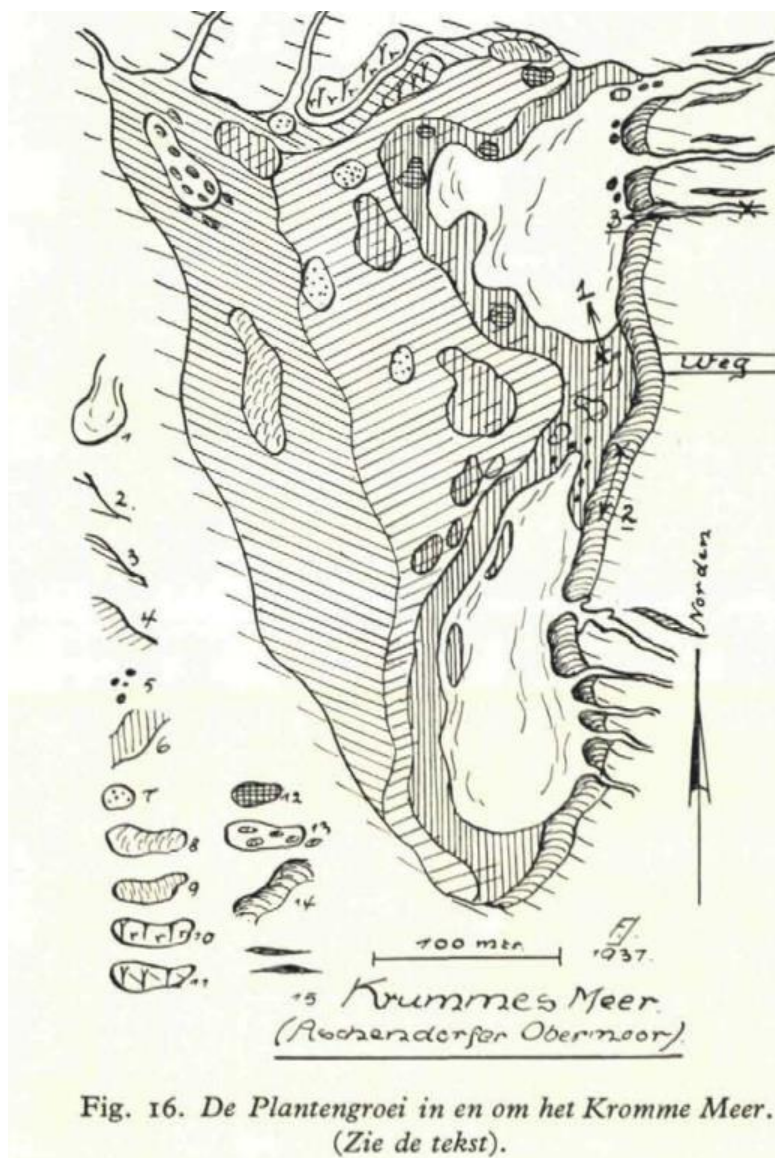


Fig. 5. Overzichtskaart van het Kromme Meer met omgeving. De stip-  
 pellijnen geven de hoogte van den zandigen ondergrond van het veen aan.  
 De gewone lijnen zijn de hoogtelijnen van de oppervlakte. Let op de vrij  
 steile randhelling (R.h.) in het Westen naar de natte randzone (N.R.)  
 toe, waarin groote geulen (R.) diep insnijden. Dr. is de duinrug. Zf. de  
 hoogvlakte van het veen. To. turfasgraving.



Bijgaand kaartje geeft een overzicht van de plantengroei om en in het Kromme Meer. Daarbij beteekent: 1. Open water van *Juncus supinus* var. *confervaceus*. 2. Grens van de vroegere boekweitcultuur na afbranding. 3. *Sphagnetum medii*. 4. *Eriophorum polystachyon-Sphagnum recurvum*-gezelschap. 5. *Molinia*. 6. *Carex rostrata-Sphagnum cuspidatum*-gordel. 7. *Rhynchospora alba* plekken. 8. *Narthecium*-veld. 9. *Carex goodenoughii* var. *juncella*. 10. *Eriophorum vaginatum-Calluna* gezelschap. 11. *Eriophorum vaginatum* in het *Sphagnetum medii*. 12. *Menyanthes*. 13. *Leucobryum*-bulten. 14. *Empetrum*-rand. 15. *Drosera anglica*-geulen. De nummers 1, 2 en 3 duiden plaats en richting aan van drie der in de tekst opgenomen foto's (fig. 8, 13, 15).

**De figuren op deze en de voorgaande pagina's zijn overgenomen uit Jonas (1932a).**  
The figures on this and previous pages reprinted from Jonas (1932a).

In een tweede artikel gaat Jonas (1932b) verder in op de plantengroei van het Kromme Meer en is de bovenstaande tekening van de vegetatie van deze meerstal opgenomen.

### 3.3 Laggs in gradiënttypen actief hoogveen (PAS)

#### 3.3.1 Typering lagg Nederlandse hoogvenen

Omdat laggs als functioneel deel van het hoogveensysteem in ons land vrijwel zijn verdwenen, is in het kader van de PAS herstelstrategieën een beschrijving gemaakt van de gradiënten tussen hoogvenen en hun omgeving op basis van diverse landschapsecologische studies en kennis van vegetatietypen en gebieden (Everts *et al.* 2014). Op basis van de mineralogie van de omgeving worden door Everts *et al.* (2014) twee varianten onderscheiden (zie ook paragraaf 3.1.2): actief hoogveen in een basenarme omgeving (variant 1a; Figuur 3.3) en in een basenrijke omgeving (variant 1b; Figuur 3.4).

#### 3.3.2 Vegetatie gradiënten actief hoogveen

Het overgrote deel van de gradiënt actief hoogveen wordt gerekend tot het subhabitattype Actief hoogveen (hoogveenlandschap; H7110A; Figuur 3.3 en Figuur 3.4) met de kenmerkende bulten (Associatie van Gewone dophei en Veenmos) en slenken (Associatie van Veenmos en Snavelbies). In de randzone waar de waterstanden wat verder wegzakken gaan soorten van vochtige heiden en ook Eenarig wollegras op de voorgrond treden en vormen zich Hoogveenbossen (H91D0; Everts *et al.* 2014)

Indien de lagg door enerzijds basenarm grondwater (lokaal en/of bovenlokaal) en anderzijds door veenwater (oppervlakkig dan wel vanuit de diepere veenlagen) wordt gevoed (variant 1a; Figuur 3.3) bestaat de gradiënt vanzelfsprekend uit (relatief) zuurminnende plantengemeenschappen. Vanuit de hoogveenkern gezien, nemen eerst soorten van zeer zwak gebufferd en een iets minder voedselarm milieu toe zoals Veenbloembies, Veenmoszegge, Draadzegge, Waterdrieblad, Zompzegge en Wateraardbei (Everts *et al.* 2014). Daarna volgt een zone die onder invloed staat van zwak gebufferd en wat voedselrijker grondwater uit de diepere veenlagen of uit de omringende minerale gronden. Op de wat drogere plaatsen komen Hoogveenbossen (H91D0) voor en op nattere plaatsen bestaat de vegetatie uit relatief zuurminnende begroeiingen van de Overgangs- en trilvenen (H7140A). Kleine open wateren worden veelal gedomineerd door begroeiingen van zwak gebufferde wateren (H3130). In de randzone van het hoogveen kunnen rullen (veenbeken) ontspringen. Deze draineren hun omgeving enigszins waardoor ze worden begeleid door het habitattype Hoogveenbossen.

De gradiënt waarin de lagg enerzijds wordt gevoed door basenrijk, sterk gebufferd grondwater en anderzijds door veenwater (oppervlakkig dan wel vanuit de diepere veenlagen) (variant 1b; Figuur 3.4) wijkt sterk af van de voorgaande. De overgang van hoogveen naar veen dat door basenrijk grondwater wordt gevoed verloopt geleidelijk. Aan de hoge zijde van de gradiënt wordt de invloed van lateraal bewegend grondwater merkbaar, maar dit water is nog tamelijk zuur. Er ontwikkelt zich dan bijvoorbeeld veenmosrijke natte heide (H4010A) of Gagelstruweel. Verder de laagte in bereikt het basenrijke grondwater de wortelzone en bestaat de vegetatie uit Galigaanmoerassen (H7210), Alkalisch laagveen (H7230) en Overgangs- en trilvenen (trilvenen; H7140A) (Everts *et al.* 2014). Op de overgang van zand naar grondwater gevoed veen kunnen Elzenbroeken (Vochtige alluviale bossen, beekbegeleidend; H91E0C). Verder helling opwaarts is op de overgang naar minerale bodems Hoogveenbos (H91D0) aanwezig. De chemische samenstelling van het grondwater en de mate van uittreden worden gestuurd door de plaatselijke geologische opbouw, waardoor gedifferentieerde overgangen van het zure hoogveen naar door basenrijk grondwater gevoedde vegetaties ontstaan (Everts *et al.* 2014).

#### 3.3.3 Sturende processen lagg

Uitgaande van onderzoek in Nederlandse restanten van hoogvenen en laggs geven Everts *et al.* (2014) de volgende beschrijving van sturende processen en terreincondities in laggs: "Net als in de hoogveenkern, bevinden de waterstanden in de lagg zich vrijwel het hele jaar rondom het maaiveld. Via de lagg vindt uiteindelijk afvoer plaats van een mengsel van hoogveenwater en water uit de aangrenzende minerale gronden naar de lagere delen van het



landschap. Een basenrijke lagg (c.q. in de tegenwoordige toestand: omgeving) is ontwikkeld wanneer enerzijds zuur water via laterale afstroming vanuit het hoogveen wordt afgevoerd en anderzijds, basenrijk gebufferd grondwater uit een watervoerend (zand)pakket via opwaartse stroming (kwel) het maaiveld bereikt en in de lagg (c.q. omgeving) tot een basenrijk veensysteem heeft geleid (Athmer *et al.* 1997, Mankor 1985, Jansen & Loeb 2011). Door ontwatering is het grootste deel van de veenbodems, die zijn ontstaan onder invloed van basenrijk grondwater, verdwenen en resteren nog slechts beekbedgronden of moerige eerdgronden. Het gebufferde grondwater is afkomstig van bovenlokale grondwatersystemen c.q. uit dikkere en/of diepere watervoerende pakketten van de hogere zandgronden (Athmer *et al.* 1997, Mankor 1985, Jansen & Loeb 2011). Uittreding van gebufferd grondwater is afhankelijk van de geologische opbouw (doorlatendheid van en barrières in het watervoerende pakket) en het reliëf, waarbij het hoogveenlichaam vanwege zijn geringere doorlatendheid als barrière fungeert. Gesuperponeerd op deze grotere, bovenlokale grondwatersystemen kan nog sprake zijn van aanvoer van grondwater uit lokale grondwatersystemen (Mankor 1995, Jansen & Loeb 2011). Deze lokale systemen ontstaan tijdens perioden van neerslagoverschot in dekzandruggen in en aan de rand van het veencomplex. Het water uit deze systemen is zuur tot (zeer) zwak gebufferd. Het aangevoerde basenrijke grondwater is afkomstig uit minerale watervoerende pakketten en daardoor vaak armer aan nutriënten en ijzerrijker dan het water in de lagg, dat voor een deel afkomstig is uit de diepere lagen van een hoogveen (Van der Hoek & Heijmans 2005). Daarom nemen in de zone waar dit basenrijke grondwater uittreedt, plantensoorten van basenrijke gebufferde, maar voedselarme omstandigheden naar verhouding een groter aandeel in dan op die plekken in de lagg waar alleen diep veenwater met enig fosfaat en ammonium toestroomt.”

### **3.3.4 Standplaatscondities lagg**

Uitgaande van onderzoek in Nederlandse restanten van hoogvenen en laggs geven Everts *et al.* (2014) de volgende beschrijving van de standplaatscondities in laggs: “Aan de uiterste rand van het veen worden de standplaatscondities steeds meer bepaald door de bodemopbouw en de hydrologie van het omringende landschap. Bij aanvoer van bewegend (lokaal) zwak gebufferd grondwater (variant 1a) uit nabij gelegen dekzandruggen of koppen ontstaan buiten de hoogveenkern en de overgangszone met Vochtige heide en Gagelstruweel vooral Hoogveenbossen van het Zompzegge-Berkenbroek. Het grondwater is dan zuur (pH 3,5-4,5) en zeer voedselarm. De peilfluctuaties zijn niet groter dan 50 cm. In deze variant treedt in het natte seizoen langdurig (en in niet aangetaste situaties vermoedelijk jaarrond) zwak gebufferd grondwater uit, waardoor er zeer natte omstandigheden heersen. Het uittredende grondwater is rijk aan ammonium en opgelost fosfaat, rijk aan kooldioxide en bevat meestal ook enig bicarbonaat. De bodem is zwak gebufferd (pH > 5), maar door de hoge kooldioxideconcentraties stijgt de pH zelden tot boven 6,5. Bij aanvoer van basenrijker water komt ook Heischraal grasland, Blauwgrasland of Elzenbroek tot ontwikkeling (Jansen & Loeb 2011, Van der Hoek & Heijmans 2005). Dat basenrijke(re) grondwater bevindt zich langdurig in de wortelzone van de vegetatie, waar de bodem-pH 5,5-7,0 bedraagt en niet verder weg zakt dan 50 centimeter beneden maaiveld. Daar waar vrijwel constant zeer basenrijk grondwater uittreedt, kan zelfs kalkmoeras of galigaanmoeras ontstaan (Mankor 1985, Westhoff & Van Dijk 1952). Het water heeft dan een hoge alkaliniteit (> 2 mmol bicarbonaat/l) en is tevens rijk aan kooldioxide. De pH van het grondwater bedraagt 6-7, maar kan na uittreden oplopen tot 7,5-8,5. De peilfluctuaties zijn gering, in de ordegrootte van een decimeter.”

### **3.3.5 Voorbeeldgebieden gradiënttypen**

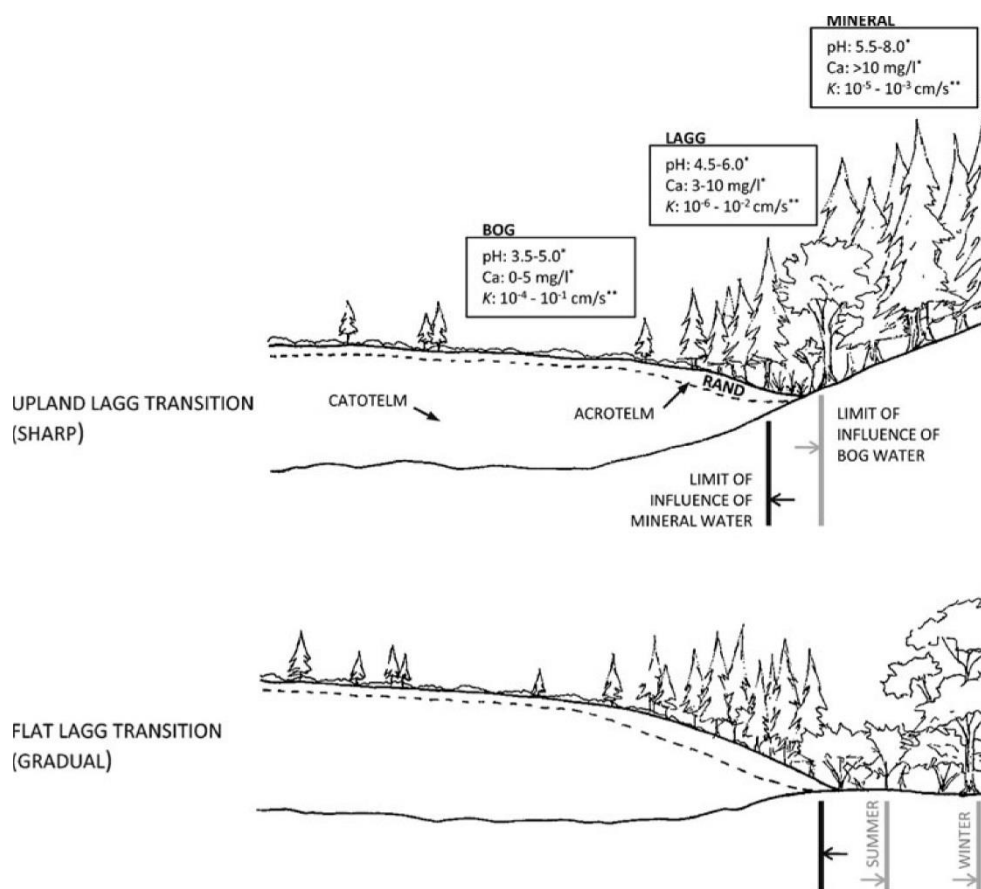
In

Tabel 3.2 staat voor een groot aantal Nederlandse hoogveenrestanten aangegeven of de minerale omgeving basenarm of basenrijk is.

**Tabel 3.2. Overzicht van een aantal hoogveenrestanten gelegen in een basenarme omgeving (variant 1a) of basenrijke omgeving (variant 1b). Bron: Everts *et al.* (2014).**

**Table 3.2. Overview of raised bog remnants in a base poor (variant 1a) and a base rich environment (variant 1b). From: Everts *et al.* (2014).**

Provincie	Basenarme omgeving (variant 1a)	Basenrijke omgeving (variant 1b)
Friesland	Fochteloërveen	
Drenthe	Bargerveen	
Overijssel	Engbertsdijkvenen, Wierdense Veld	Haaksbergerveen, Aamsveen
Gelderland		Korenburgerveen, Wooldse veen
Noord-Brabant	Peelvenen	

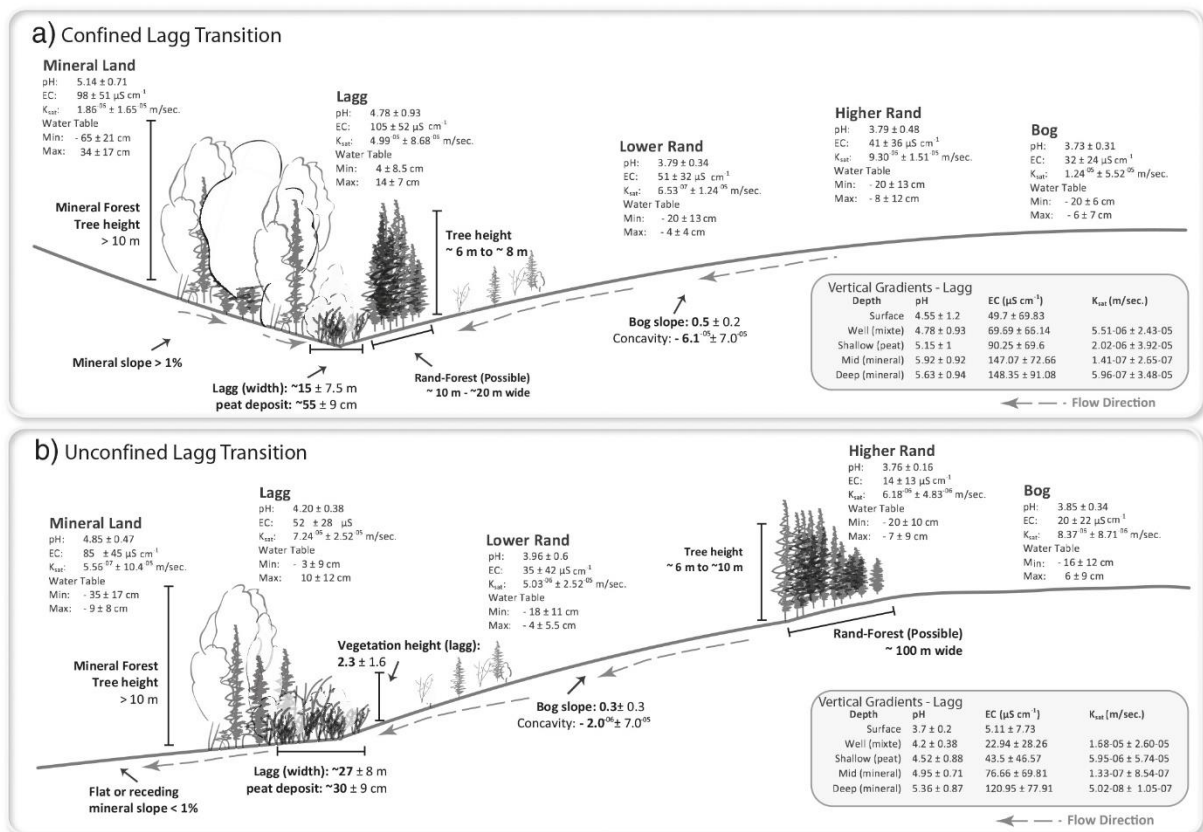


\*Balfour and Banack 2000; Glaser 1992; Bourbonniere 2009

\*\*Baird *et al.* 2008, Lapen *et al.* 2005, Rydin and Jeglum 2006

**Figuur 3.13. Dwarsdoorsnede van twee verschillende vormen van een lagg: boven omgeven door hoger gelegen minerale omgeving (upland) en onder omgeven door een laaggelegen vlakke minerale omgeving. Voor elk type zijn de hydrologische, hydrochemische en vegetatie kenmerken weergegeven. Ter illustratie zijn de pH, calciumconcentraties en doorlatendheid (K) van verschillende studies weergegeven. Deze waarden kennen een regionale variatie. Bron: Howie & Tromp-van Meerveld (2011).**

**Figure 3.13. Cross section of two different lagg forms (upland and flat), with associated hydrological, hydrochemical, and vegetative characteristics of each. Calcium, pH, and hydraulic conductivity values are compiled from numerous studies for illustrative purposes; actual values will vary by region (From: Howie & Tromp-van Meerveld, 2011).**



**Figuur 3.14. Conceptueel model voor de lagg overgang bij Atlantische hoogvenen in Canada. Er is onderscheid gemaakt tussen een begrensde lagg overgang (confined) en niet-begrensd (unconfined). Weergegeven zijn landschappelijke afmetingen, diepte van de lagg, hydrochemische en morfologische eigenschappen. Bron: Langlois *et al.* (2015).**

Figure 3.14. Conceptual model of the lagg transition of Atlantic raised bogs in Canada. Confined and unconfined transitions are distinguished. Presented are landscape dimensions, lagg depth, hydro-chemical and morphological characteristics (From: Langlois *et al.* 2015).

### 3.4 Onderzoek laggs Noord-Amerika (Canada)

In Noord-Amerika is recent uitgebreid onderzoek gedaan naar de karakteristieken van de lagg. Reden hiervoor is om op basis van deze resultaten te kunnen bepalen of kunstmatige laggs gecreëerd kunnen worden voor aangetaste hoogvenen. Ondanks de verschillen met de hoogvenen en venen in Europa en Nederland specifiek, is deze kennis waardevol voor het herstel van Nederlandse hoogvenen op meso- en macroschaal.

#### 3.4.1 Chemische karakteristieken van een lagg

Er zijn diverse studies beschreven naar de meest geschikte chemische indicatoren om de aanwezigheid of begrenzings van een lagg te bepalen. Bekende variabelen zijn afgeleiden van de mate van minerotrofie: pH, alkaliniteit, EGV, calcium- en bicarbonaatconcentraties. Aangezien het afstromende veenwater voornamelijk regenwater is, wordt de aanrijking in de lagg voornamelijk bepaald door de mineralogie van de omgeving. Indien het veen wordt omgeven door een basenrijke minerale omgeving zal er meer aanrijking met basen kunnen optreden en zullen er ook sterkere gradiënten van zuur naar basisch tot ontwikkeling komen. Uit diverse studies blijkt dat de calciumconcentraties in de lagg tot 10x hoger kunnen zijn dan in het zure hoogveenwater ( $< 2 \text{ mg/l} = 50 \mu\text{mol/l}$ ). Laagveenvegetaties hebben  $1 \text{ mg Ca/l}$  als ondergrens ( $= 25 \mu\text{mol/l}$ ; Waughman 1980), maar de calciumconcentratie is vaak veel hoger. Calcium is daarmee een bruikbare chemische variabele om een lagg te karakteriseren. Andere beschreven chemische variabelen om een lagg te onderscheiden zijn natrium, magnesium, aluminium, mangaan en siliciumdioxide (Bragazza & Gerdol 1999, Tahvanainen *et al.* 2002 en Bragazza *et al.* 2005). Een andere bruikbare variabele voor het

begrenzen van de lagg is de Ca:Mg-ratio (Waughman 1980), waarbij een hogere Ca:Mg-ratio in het veenwater dan in het lokale regenwater invloed van grondwater indiceert. De grenswaarde hiervoor is sterk afhankelijk van de geografische ligging, aangezien de ratio afhankelijk is van de afstand tot de zee en het neerslagvolume. Het is daarom belangrijk om een lokale grenswaarde op te stellen voor de Ca:Mg-ratio.

**Voor Burns bog is een eenvoudige chemische typering van de waterkwaliteit gemaakt voor de overgang van het hoogveen, via de lagg, naar de minerale omgeving. Hierbij zijn drie verschillende typen water onderscheiden (**

Figuur 3.13): 1) veenwater met een pH 3,5-5,5 en calciumconcentratie < 3 mg/l (75 µmol/l), 2) overgangswater met een pH 4,5-6 en calciumconcentratie 3-10 mg/l (75-250 µmol/l) en 3) water vanuit de minerale omgeving met een pH 5,0-8,0 en calciumconcentratie > 10 mg/l (> 250 µmol/l).

### 3.4.2 Vegetatie lagg

In diverse Noord-Amerikaanse studies wordt de vegetatie van de lagg beschreven als dichte boom- en struiklagen met zeggengrassen en kruiden als ondergroei. De productiviteit in de lagg is een factor 10 tot 20 hoger dan in het hoogveen (Damman 1979), maar de accumulatie van veen is minder snel door de snellere afbraak van het geproduceerde organische materiaal. De soortensamenstelling van de lagg wordt bepaald door de hoeveelheid toestromend water, het waterpeil, de peilfluctuaties en chemische samenstelling van het water. Howie *et al.* (2009) benadrukken dat de vegetatie als een goede indicator voor de abiotische karakteristieken van de lagg gebruikt kan worden. Het veenpakket in de lagg is relatief dun (< 0,5 m), zodat diep wortelende planten (bijv. riet en lisdodde) contact kunnen maken met de minerale ondergrond. In vergelijking tot het hoogveen is de stroomsnelheid hoger en daarmee is er ook een hogere aanvoer van nutriënten (rheotrofie) en ontstaan ook minder snel anaerobe condities. De aanwezigheid van wortelende planten zorgt ook voor minder snelle anaerobe condities aangezien ze via luchtholten zuurstof aan de bodem kunnen afgeven (radiaal zuurstof verlies).

In laggs van hoogvenen aan de kust van Brits-Columbia werden verschillende vegetatietypen onderscheiden, waarbij het voorkomen wordt bepaald door de hydrogeomorfologie van de lagg: begrensd (gelegen in een depressie) of niet-begrensd (Figuur 3.14). De begrensde typen worden gekarakteriseerd door hogere waterstanden en dunnere stammen (minder productief) van de bomen en vallen binnen de klassieke beschrijving van lagg-vegetaties, laagveen en moeras (Rydin & Jeglum 2006). Howie & Van Meerveld (2016) stellen dat de voorgestelde classificatie van de hydrogeomorfologische lagg-vormen belangrijk is voor het herstelbeheer van de lagg. Vooral de niet-begrensde lagg-typen moeten in de restauratieplannen worden opgenomen, aangezien de nadruk altijd gelegen heeft op de begrensde laggs. In aanvulling doen Howie & Van Meerveld (2016) het voorstel om de definitie van een lagg aan te passen: *laggs ontvangen niet per definitie water van beide milieus (hoogveen en minerale omgeving)*. Laggs kunnen ook ontstaan wanneer het zure water uit het hoogveen interacteert met gebufferd moedermateriaal in de directe omgeving van het hoogveen.

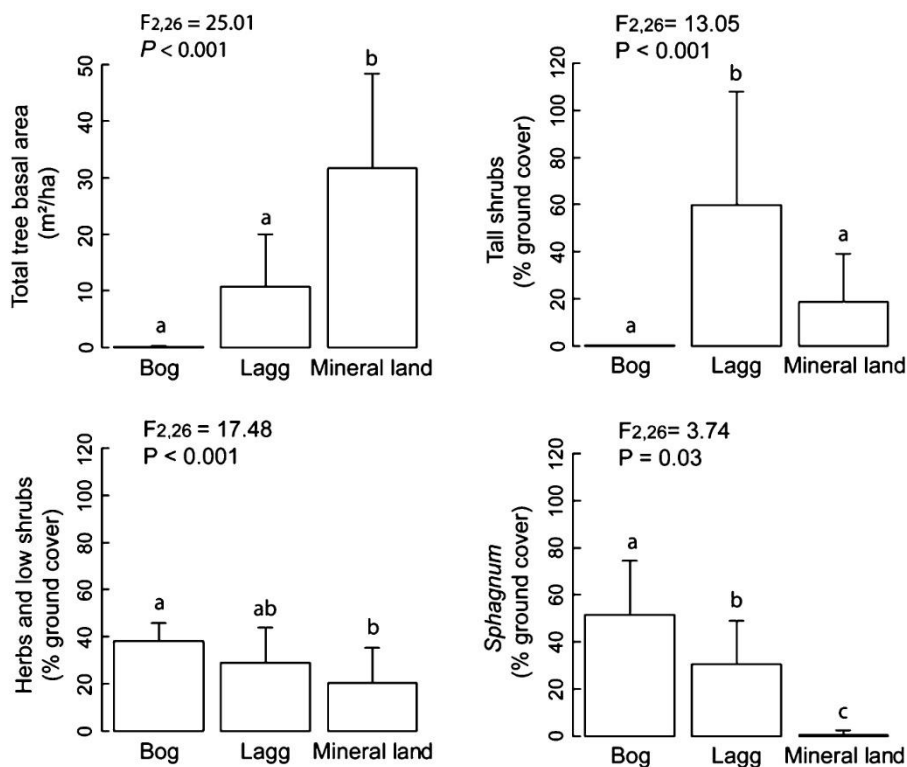
Uit het onderzoek in Canada bleek dat de dikte van het veenpakket op de overgang van de lagg naar de minerale omgeving vaak 10-30 cm dik was, terwijl deze op de overgang van het hoogveen naar de lagg vaak aanzienlijk dikker is. Dit komt overeen met de veendikte in laggs in Brits Columbia met een gemiddelde dikte van het veenpakket van 1,0 tot 1,2 m. De minimale dikte van het veenpakket aan de buitenrand van de lagg komt overeen met de definitie van venen (Wheeler & Proctor 2000, Joosten & Clarke 2002).

Paradis *et al.* (2015) stellen dat de lagg geen intermediaire structuur heeft, maar structuurrijker is dan de twee aangrenzende habitats met een hoge bedekking binnen alle vier de vegetatielagen (bomen, struiken, kruiden en mossen; Figuur 3.15) terwijl in het hoogveen of minerale omgeving vaak slechts twee of drie lagen dominant zijn. Het

traditionele beeld van een lagg met een open laagveenvegetatie is volgens Paradis *et al.* (2015) waarschijnlijk ontstaan door de geografische ligging van de vroege onderzoeken naar de lagg, n.l. Scandinavië, Baltische staten en de Britse eilanden.

### 3.4.3 Belang herstel lagg

Uit het oogpunt van behoud en herstel wordt in het Noord-Amerikaanse onderzoek gesteld dat 1) de lagg een belangrijk microhabitat is voor de biodiversiteit in hoogveencomplexen en 2) laggs als integrale delen van het hoogveencomplex moeten worden beschouwd. Bij herstel van het hoogveenlandschap moeten eventuele bufferzones dan ook aan de buitenzijde van de lagg worden gerealiseerd en niet aan de buitenzijde van de ombrotrofe vegetatie. Vanwege de hoge biodiversiteit is het belangrijk om de lagg weer te herstellen, niet alleen bij vrijwel intacte hoogvenen in bijvoorbeeld Noord-Amerika, maar ook bij zwaar aangetaste hoogveenrestanten zoals in Nederland. In de Noord-Amerikaanse publicaties wordt ook expliciet aangegeven dat herstel van de lagg van belang is vanwege de hydrologische ondersteuning van het hoogveenlichaam. Deze conclusie is zeer waarschijnlijk van toepassing op relatief intacte hoogvenen waarvan alleen de lagg, mits aanwezig, en eventueel de rand is aangetast. Hydrologisch herstel van de lagg zal dan ook bijdragen aan herstel van de rand en mogelijke verdere inklinking van de hoogveenkern beperken of voorkomen (zie ook paragraaf 4.4.1). Voor de Nederlandse hoogveenrestanten waar het hoogveenlandschap vrijwel compleet verdwenen is, is herstel van de biodiversiteit de belangrijkste reden om laggs te herstellen.



**Figuur 3.15. Veranderingen in vegetatiestructuur in transecten van hoogveen naar minerale omgeving in Oost-Canada. Weergegeven zijn de oppervlakte van de boomstammen, bedekking van grote struiken, bedekking lage struiken en kruiden en bedekking met veenmossen (Bron: Paradis *et al.* 2015).**

Figure 3.15. Changes in vegetation structure along transects from bog to mineral land in Eastern Canada. Shown are the cover of the trunks, cover of tall shrubs, cover of herbs and low shrubs, and cover of *Sphagnum* (From: Paradis *et al.* 2015).



**Figuur 3.16. Overzicht van de laagveenvegetatie gedomineerd door Knopbies in de lagg van Sharavogue met aangrenzende open poelen. Bron: Conaghan (2014).**

**Figure 3.16. Overview of the fen vegetation dominated by *Schoenus nigricans* in the lagg of Sharavogue with adjoining open fen pools. Source: Conaghan (2014).**

### 3.5 Lagg Sharavogue bog (Ierland)

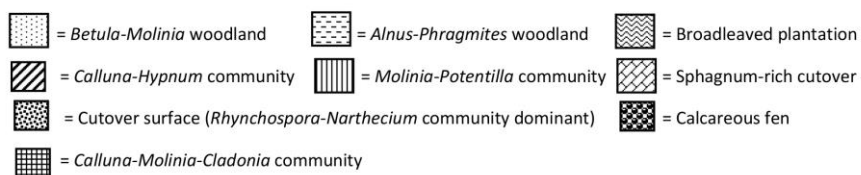
Het hoogveen Sharavogue bog is gelegen in de Midlands van Ierland (county Offaly) en het hoogveen vertoont veel overeenkomsten, zowel in ontstaansgeschiedenis, klimaat, als aantastingen, met de Nederlandse hoogveen(restanten). Een verschil met de meeste Nederlandse situaties is wel dat het grondwater bij Sharavogue veel kalkrijker is dan in de meeste gebieden in Nederland mogelijk is, omdat de wat diepere ondergrond uit kalksteen bestaat. De Nederlandse hoogveenrestanten liggen op ontkalkt dekzand en ontkalkte keileem. Aan de oostzijde Sharavogue bog is nog één van de best ontwikkelde laggs van Ierland aanwezig. Het hoogveen vormt daarmee een belangrijke referentiesituatie voor de laggs van Nederlandse hoogvenen. De lagg vegetatie heeft zich ontwikkeld aan de basis van een aangrenzende lage heuvel. De vegetatie bestaat uit nat Elzenbroek (met Riet in de ondergroei), droog Berkenbroek (met Pijpenstrootje in de ondergroei), laagveenvegetaties met zeggen en Knopbies en ombrotrofe hoogveenvegetaties. In de jaren 90 van de vorige eeuw is het zuidelijke deel van het hoogveen ontwaterd om turfwinning mogelijk te maken. Deze activiteit is uiteindelijk tijdig gestopt en de gegraven sloten zijn afgedamd.

In 1997 is een uitgebreide studie gedaan naar de vegetatieontwikkeling in de lagg aan de oostelijke zijde van het hoogveen (Conaghan 1998). In 2013, 16 jaar later, is dit onderzoek herhaald om te bepalen of er veranderingen hebben plaatsgevonden in de vegetatie van de lagg (Conaghan 2014). In de volgende paragrafen staat per vegetatietypen kort de ontwikkelingen beschreven.

#### 3.5.1 Minerotrofe lagg vegetaties

Minerotrofe laagveen vegetaties (Figuur 3.16) hebben zich ontwikkeld in oude afgegraven delen van het veen die gevoed worden met basenrijk grondwater, dit is in het zuidelijke deel van de lagg aan de oostzijde van Sharavogue (Figuur 3.17; calcareous fen). De vegetatie wordt gedomineerd door Knopbies (*Schoenus nigricans*) en stukken open water met aan de randen groei van Snavelzegge (*Carex rostrata*), Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) en Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) (Figuur 3.18).





**Figuur 3.17. Kaart met de verspreiding van de vegetatietypen in het zuidelijke deel van de lagg aan de oostzijde van Sharavogue. Minerotrofe lagg vegetaties zijn aangegeven met de zwarte bolletjes (calcareous fen). Bron: Conaghan (2014).**

**Figure 3.17. Map showing the distribution of the vegetation types in the southern part of the lagg on the east side of Sharavogue. Minerotrophic lagg vegetation (calcareous fen) is indicated with the black dots. Source: Conaghan (2014).**





**Figuur 3.18. Rood schorpioenmos groeit aan de randen van de basenrijke poelen (links) en een poel gedomineerd door een drijvende vegetatie van Waterdrieblad (rechts). Bron: Conaghan (2014).**

**Figure 3.18. *Scorpidium scorpioides* growing in the edges of the base-rich pools (left) and a pool dominated by a quaking raft of *Menyanthes trifoliata* (right). Source: Conaghan (2014).**

### **3.5.2 Ombrotrofe vegetaties in afgegraven delen (cutover bog)**

Aan de oostrand van Sharavogue zijn in een brede zone, waar in het verleden in meer of mindere mate veen is gewonnen, ombrotrofe hoogveenvegetaties aanwezig. Deze zone bevindt zich tussen het intacte veen en de basenrijke laagveenvegetaties en broekbossen. Globaal kan de vegetatie in deze zone in vijf gemeenschappen worden ingedeeld en deze worden geïllustreerd met de foto's in Figuur 3.19. De omvang en samenstelling van deze vegetaties is tussen 1998 en 2013 niet veranderd.

### **3.5.3 Graslanden**

Een lange zone met natuurlijke/half-natuurlijke graslanden komt voor in het noordelijke deel van het veen. De graslanden bestaan uit een mozaïek van natte graslanden en droge hooilanden (Figuur 3.20). De dominante soorten zijn Pijpenstrootje en Zwart knooppkruid (*Centaurea nigra*). Andere soorten die veel voorkomen zijn Kale jonker, Blauwe knoop, Tormenitil, Zeegroene zegge, Vogelwikke, Blauwe zegge, Smalle weegbree, Moerasspirea, Geelhartje, Spaanse ruiter, Watermunt, Kropaar, Riet, Gestreepte witbol, Bevertjes en Gewoon puntmos. De vochtige veenbodem wordt enigszins aangerijkt met basenrijk water.

Sinds 1997/1998 is op een aantal graslanden de begrazing gestopt en hebben zich dichte bossen (Berken- en Elzenbroek) ontwikkeld.



**Figuur 3.19. Vijf verschillende vegetatiegemeenschappen die zijn aangetroffen in de afgegraven hoogveenrand in het oosten van Sharavogue: 1) gemeenschap met Struikhei en Heideklauwtjesmos, 2) gemeenschap met Pijpenstrootje en Tormetil. 3) gemeenschap met Struikhei, Stijf veenmos en Open rendiermos, 4) gemeenschap van Witte snavelbies en Beenbreek en 5) gemeenschap met veenmos en Witte snavelbies. Bron: Conaghan (2014).**

**Figure 3.19. Five different vegetation types present in the cutover area in the eastern part of Sharavogue bog: 1) community with *Calluna vulgaris* and *Hypnum jutlandicum*, 2) community with *Molinia caerulea* and *Potentilla erecta*. 3) community with *C. vulgaris*, *Sphagnum capillifolium* and *Cladina portentosa*, 4) community of *Rhynchospora alba* and *Narthecium ossifragum*, and 5) community with *Spagnum* and *Rhynchospora alba*. Source: Conaghan (2014).**





**Figuur 3.20. Foto van de door Pijpenstrootje gedomineerde graslanden in de lagg van Sharavogue. Bron: Conaghan (2014).**

**Figure 3.20. Photo of the grasslands dominated by *Molinia caerulea* in the lagg of Sharavogue. Source: Conaghan (2014).**

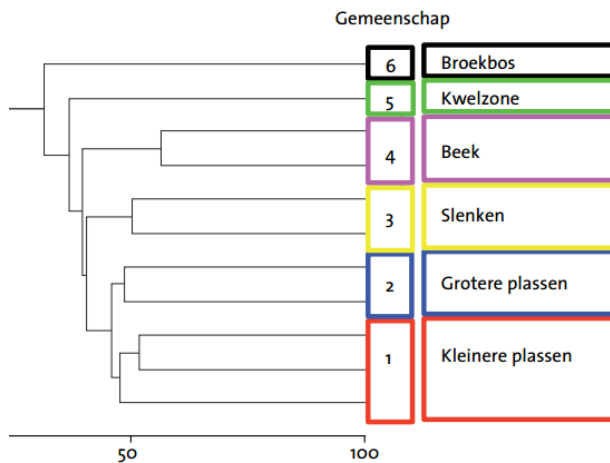
## 3.6 Gradiënten in Nederlandse hellingveentjes

In Limburg komen een aantal hellingveentjes voor waar, door de variatie in geomorfologie, ecologische gradiënten voorkomen. Deze gradiënten zijn ook kenmerkend voor laggs en zijn ook interessant in het kader van hoogveenherstel op meso- en macroschaal. Net als elders in Nederland vormen de bekende ver-thema's (o.a. verdroging en vermesting) een bedreiging voor het behoud en herstel van de hellingveentjes. In vergelijking met andere Nederlandse veengebieden zijn hellingveentjes weinig onderzocht en worden gekenmerkt door een complexe ecohydrologische situatie. Recentelijk is de ecohydrologische situatie van een aantal hellingveentjes nader onderzocht (Van Dijk *et al.* 2009, 2012 en 2016).

### 3.6.1 Brunssummerheide

#### Gradiënten in vegetatie en fauna

Het hellingveen in de Brunssummerheide is 15 ha groot en gelegen in een erosiedal. Dit dal is ingesleten in een zandpakket en opgevuld met een veenpakket met een maximale dikte van drie meter. Het veen wordt gedomineerd door Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en veenmossen (*Sphagnum spec.*) en wordt gekenmerkt door overgangen van oligotrofe (voedselarme) hoogveenvegetaties naar minerotrofe (mineraalrijke) vegetaties. Het centraal op de Brunsummerheide gelegen hellingveen wordt voor een groot deel direct of indirect beïnvloed door grondwater. Het constant uittreden van grondwater zorgt voor permanent natte omstandigheden. Het uittredende grondwater is basenarm, waardoor zich over een groot oppervlak een veenmosvegetatie heeft ontwikkeld. In het smalle dal is een gradiënt aanwezig in de mate van kwelinvloed aan maaiveld en daarmee ook in waterkwaliteit, zodat meer regenwater gevoede hoogveenbegroeiingen op korte afstand van meer grondwater gevoede vegetaties kunnen voorkomen.



**Figuur 3.21. Clusterdiagram met indeling van de elf monsterpunten in zes gemeenschappen op basis van overeenkomsten in de soortensamenstelling van de watermacrofauna (horizontale-as). (Overgenomen uit Van Dijk et al. 2014)**

**Figure 3.21. Cluster diagram with classification of the eleven sample sites into six communities based on similarities in the species composition of the aquatic macroinvertebrates (horizontal axis). (From Van Dijk et al. 2014)**

Het hellingveen in de Brunssummerheide heeft een gevarieerde macrofaunagemeenschap. Op basis van de soortensamenstelling en abundantie per soort kan deze worden ingedeeld in zes gemeenschappen (Figuur 3.21). De macrofaunasamenstelling van gemeenschappen 1 en 2 (kleine en grote plassen) vertoont onderling een grote overeenkomst; deze gemeenschappen komen voor in vrijwel stilstaande wateren. De macrofaunasamenstelling van gemeenschap 3 komt voor in kleine, langzaam stromende slenken en vertoont nog overeenkomsten met de stilstaande wateren. De macrofaunasamenstelling van de andere drie gemeenschappen wijkt af van die van de vrijwel stilstaande wateren door de aanwezigheid van indicatorsoorten voor stroming. Het betreffen meer door regionale kwel beïnvloede habitats, zoals aan het begin van de Roode Beek (gemeenschap 4) en de kwelzone in het veen en het broekbos (respectievelijk gemeenschap 5 en 6). In Tabel 3.3 is een samenvatting gegeven van dominante soorten per gemeenschap. De voorkomende zeldzame macrofaunasoorten illustreren het belang van de aanwezigheid van (de combinatie van) verschillende habitats en kleinschalige gradiënten (Moller Pillot 2003). Zo komen er op het relatief kleine hellingveen macrofaunagemeenschappen van verschillende habitattypen voor, met soorten van zure en tijdelijke plasjes tot soorten van bronnen en bovenlopen van beken.

#### Vervuiling grondwater

Door de invloed van met mineralen aangerijk grondwater komen in de Brunsummerheide op kleine schaal gradiënten in soortensamenstelling in flora en fauna voor (Van Dijk et al. 2009, 2012 en 2014). Het grondwater in de Brunsummerheide is echter niet alleen gebufferd, maar ook rijk aan nitraat en sulfaat. Het nitraat is afkomstig van uitspoeling uit landbouwgronden en de invang van stikstof in bossen in het inrijgebied. De hoge zwavelconcentraties zijn deels afkomstig vanuit de atmosfeer, maar vooral uit in de bodem aanwezige ijzersulfides (zoals pyriet en marcasiet ( $\text{FeS}_2$ )) die zich in bruinkoolagjes in de ondergrond bevinden. Het grondwater is door de aanwezigheid van bruinkool waarschijnlijk altijd al sulfaatrijk geweest, maar als gevolg van de hoge nitraatconcentraties en verdroging zijn de sulfaatconcentraties (sterk) toegenomen. Op locaties waar nitraatrijk grondwater het maaiveld bereikt, komen geen hoogveenvormende vegetaties (meer) voor. De vegetatie wordt op deze locaties gedomineerd door Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*), wilg (*Salix* sp.) en Zwarte els (*Alnus glutinosa*).

Soorten	Orde	Macrofaunagemeenschap					
		1	2	3	4	5	6
<i>Hydroporus tristis</i>	Kever	○					
<i>Agabus congener</i>	Kever	○	○				
<i>Hydroporus obscurus</i>	Kever		○				
<i>Agabus bipustulatus</i>	Kever	○	○	○			
<i>Culex pipiens pipiens/torrentium</i>	Mug	○	○	○			
<i>Libellula quadrimaculata</i> (Nervlek)	Libel	○	○	○			
<i>Aedes cinereus</i>	Mug			○			
<i>Hydroporus melanarius</i>	Kever	○		○			
<i>Hydroglyphus geminus</i>	Kever	○	○	○	○		
<i>Cyphon spec.</i>	Kever	○	○	○	○		
<i>Hydroporus gyllenhalii</i>	Kever	○	○	○	○		
<i>Psectrocladius platypus</i>	Mug	○	○	○	○		
<i>Hydroporus pubescens</i>	Kever	○	○		○		
<i>Microvelia pygmaea</i>	Wants	○			○		
<i>Monopelopia tenuicalcar</i>	Mug	○	○			○	
<i>Corynoneura cf. antennalis</i>	Mug	○	○	○	○	○	○
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Nuurjuffer)	Libel	○	○	○	○	○	○
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	Kokerjuffer	○		○	○	○	○
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Beekoeverlibel)	Libel	○	○		○		○
<i>Ceriatrigon tenellum</i> (Koraaljuffer)	Libel	○	○		○		○
<i>Somatoclora arctica</i> (Hoogveenglanslibel)	Libel	○	○		○	○	○
<i>Chaetocladius femineus</i>	Mug	○	○	○			○
<i>Nemurella pictetii</i>	Stenvlieg	○			○	○	○
<i>Agabus affinis</i>	Kever	○			○		
<i>Macropelopia spec.</i>	Mug	○	○	○	○		○
<i>Hydroporus planus</i>	Kever	○					○
<i>Paratendipes nudisquama</i>	Mug			○	○		
<i>Arrenurus nodosus</i>	Mijt				○		
<i>Laccobius sinuatus</i>	Kever				○		
<i>Gerris gibbifer</i>	Wants				○		
<i>Sigara limitata</i>	Wants				○		
<i>Agabus didymus</i>	Kever				○		
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	Mug				○	○	○
<i>Polycelis felina</i>	Platworm				○	○	○
<i>Conchapelopia melanops</i>	Mug				○	○	○
<i>Chaetocladius melaleucus</i>	Mug						○
Aantal monsterpunten		3	2	2	2	1	1
Gemiddeld aantal soorten		28,0	26,5	21,5	33,0	10,0	20,0
Gemiddeld aantal zeldzame soorten		4,7	5,5	2,5	7,5	3,0	7,0

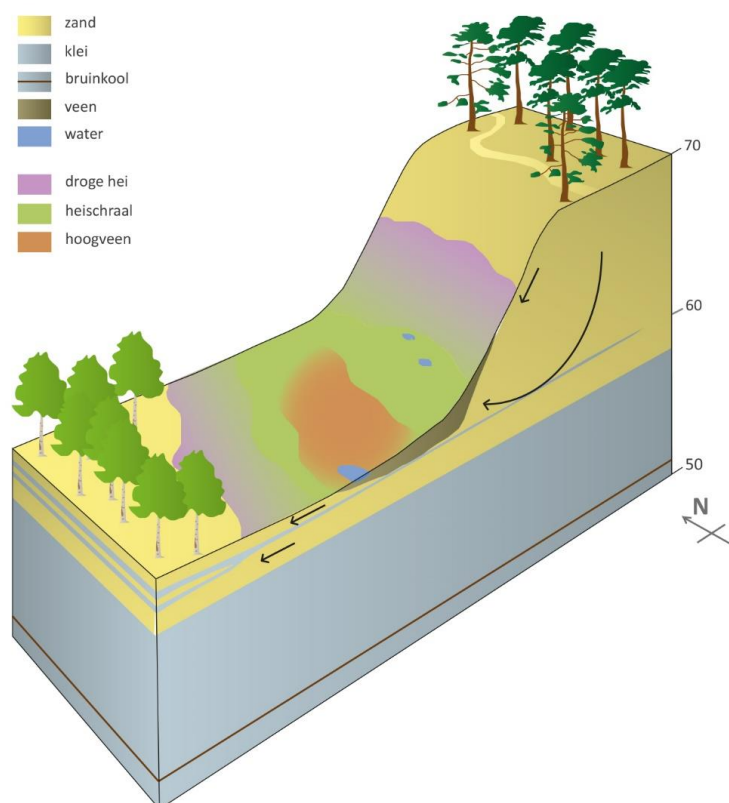
**Tabel 3.3. Dominante en in Nederland zeldzame soorten van de zes faunagemeenschappen. Een grote cirkel (O) duidt op het voorkomen in hoge frequentie (presentie > 0,5), een kleine cirkel (o) duidt op het voorkomen in lagere frequentie (lage frequentie (> 0,5) en/of relatief schaars). Soorten binnen de categorie zeldzaam en zeer zeldzaam in Nederland (volgens Nijboer & Verdonschot 2001) zijn in rood weergegeven. (Overgenomen uit: Van Dijk et al. 2014)**

Table 3.3. Occurrence of aquatic invertebrate species in six communities. Dominant species and species that are rare in the Netherlands are presented. A large circle (O) denotes occurrence in high frequency (presence > 0.5), a small circle (o) indicates occurrence in lower frequency (low-frequency (> 0.5) and / or relatively scarce). Species within the category of rare and very rare in the Netherlands (according Nijboer & Verdonschot 2001) are shown in red. (From: Van Dijk et al. 2014).

De problemen die in dit hellingveen van de Brunsummerheide spelen, kunnen ook een rol gaan spelen bij de ontwikkeling van laggs met overgangsvegetaties. De kwaliteit van het grondwater is in grote delen sterk veranderd, voornamelijk door een toename van nitraat en/of sulfaat. Zowel nitraat als sulfaat kunnen de afbraak van organisch materiaal stimuleren, waardoor het organisch materiaal niet kan accumuleren en nutriënten versneld weer beschikbaar komen. Nitraat- en sulfaatrijk (grond)water vormt dan ook een bedreiging voor hoogveensystemen, zodat een toename van de invloed van dit grondwater voorkomen moet worden.

### 3.6.2 De Breukberg

Het hellingveen in De Breukberg bestaat uit een natte, deels grazige heidevegetatie waarin zones met hoogveenslenken en -bulten voorkomen (Van Dijk et al. 2016). Typische hoogveenplanten die in het gebied voorkomen zijn Hoogveenveenmos (*Sphagnum magellanicum*), Rood veenmos (*Sphagnum rubellum*), Kleine veenbes (*Vaccinium oxycoccus*), Lavendelhei (*Andromeda polifolia*), Beenbreek (*Narthecium ossifragum*) en de zeer zeldzame Veenorchis (*Dactylorhiza majalis sphagnicola*).



**Figuur 3.22. Schematische weergave van het hellingveen op de Breukberg met een dwarsdoorsnede van oost (rechts in figuur) naar west (links in figuur), over een afstand van ongeveer 150 meter. In verschillende kleuren zijn de bodemtypen en vegetatietypen weergegeven en door middel van pijlen is de grondwaterstroming weergegeven. Rechts in de figuur is het aantal meters boven N.A.P. weergegeven. Bron: Van Dijk *et al.* (2016).**

Figure 3.22. Schematic representation of the bog on the slope of the Breukberg with a cross section of east (right) to west (left) over a distance of about 150 meters. Soil types and vegetation types are displayed in different colors and the groundwater flow is indicated by arrows. The elevation in meters above N.A.P. is indicated to the right in the figure. Source: Van Dijk *et al.* (2016).

De bodem van de Breukberg bestaat uit zand op klei met centraal in het gebied een veenpakket (Figuur 3.22). De aanwezigheid van de dikke laag Brunssumklei in de bodem heeft een groot effect op de hydrologie van het systeem. De klei vormt een hydrologisch ondoorlatende basis van het systeem, waardoor regenwater en lokaal grondwater onderaan de helling stagneren en veenvorming heeft plaatsgevonden (Van Dijk *et al.* 2016). Tegenwoordig zorgt de aan de voet van het veen gelegen Rode beek, voor drainage van het veen (Van Dijk *et al.* 2016).

De Breukberg is een voedselarm, zeer zwak gebufferd systeem met vermoedelijk een klein hydrologisch intrekgebied. Het hellingveen wordt gevoed door neerslag en lokaal grondwater vanaf de beboste helling. Het oppervlaktewater in de aanwezige plasjes en het bodemporiewater in het hellingveen zijn zuur tot zwak zuur (pH 3,8-5,3). Het bodemporiewater is zeer zwak gebufferd (alkaliniteit 0,13 meq/l) en het oppervlaktewater in de plasjes is niet gebufferd (alkaliniteit < 0,01 meq/l). Zowel het oppervlakte- als bodemporiewater zijn mineraal- en nutriëntarm. De ammoniumconcentratie bedraagt gemiddeld 10  $\mu\text{mol/l}$  in oppervlaktewater en bodemporiewater. De totale fosforconcentratie ligt onder de 1  $\mu\text{mol/l}$  in het bodemporiewater, maar is met 6,7  $\mu\text{mol/l}$  wat hoger in het oppervlaktewater.

In het veen en de omringende heide zijn drie vegetatie-elementen te onderscheiden: slenken, veenmosbulten en (deels grazige) heide. Lokaal komen overgangen voor naar nat heischraal grasland. Het voorkomen van soorten van mineraalrijkere omstandigheden als Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) is te verklaren via de aanvoer van mineralen (zoals calcium) met grondwater, vermoedelijk door contact met de klei in de ondergrond, het oplossen van kalkdeeltjes en/of de oxidatie van pyriet ( $\text{FeS}_2$ ) door verdroging (Van Dijk *et al.* 2016).

### 3.7 Gradiënt Aamsveen als voorbeeld

Een van de hoogveenrestanten in Nederland waar aangrenzend aan het zure hoogveen nog overgangen naar meer gebufferde vegetatietypen aanwezig zijn, is het Natura 2000-gebied het Aamsveen. Het Aamsveen ligt het beekdal van de Glanerbeek en in het overgangsgebied tussen het veen en de Glanerbeek, en ook op de westflank van het beekdal, kwamen in het verleden goed ontwikkelde blauwgraslanden en heischrale graslanden voor (Jansen & Loeb 2011). De blauwgraslanden zijn inmiddels verdwenen en de kwaliteit van de heischrale graslanden staat onder grote druk. De toename van veenmossen en andere zuurminnende soorten in de heischrale graslanden in combinatie met de sterke achteruitgang en zelfs het verdwijnen van kenmerkende, basenminnende soorten van deze graslanden duidt op verzuring (Jansen & Loeb 2011). Vermoed werd dat deze verzuring het gevolg is van veranderingen in het functioneren van het grondwatersysteem vanwege de inrichtingsmaatregelen die genomen zijn ten behoeve van hoogveenherstel in het oostelijke deel van het Aamsveen. Deze maatregelen zouden hebben geleid tot een grotere invloed van zuur veenwater in het westelijke deel van het natuurgebied ten koste van basenrijker, zwak gebufferd grondwater en van de daarvan afhankelijke heischrale graslanden. Recentelijk is een ecohydrologische studie gedaan naar de oorzaken voor de achteruitgang van de heischrale graslanden (Bell *et al.* 2016). Hieronder staan de belangrijkste resultaten van deze studie beschreven.

#### 3.7.1 Historische beschrijving van het Aamsveen

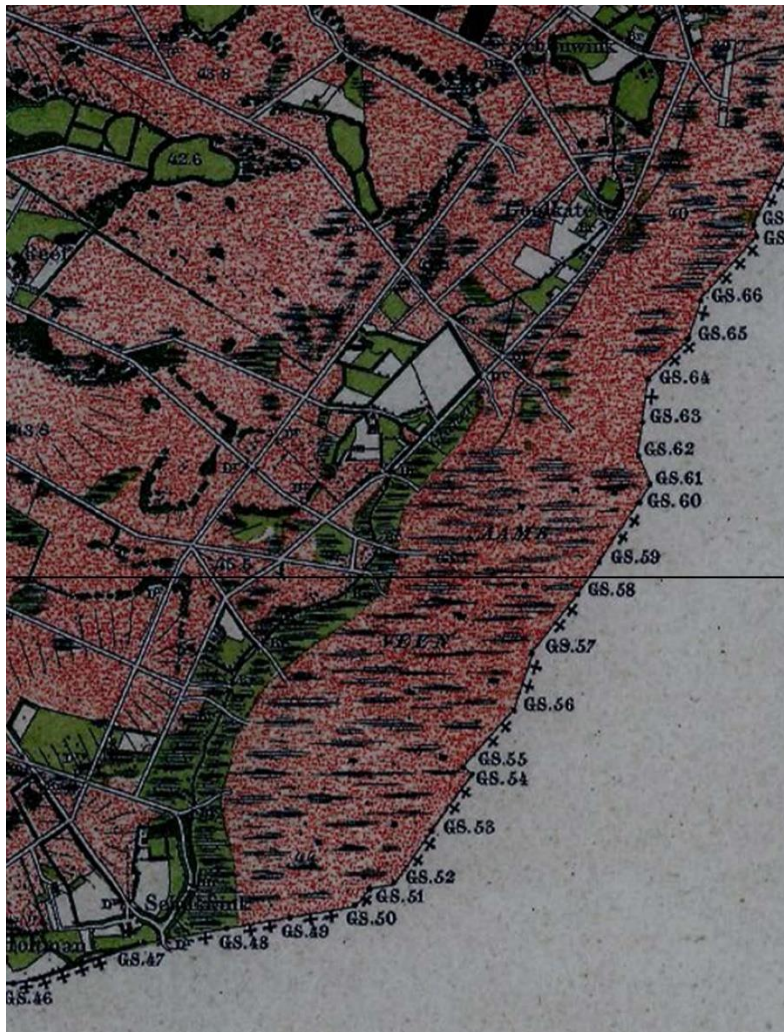
Het Aamsveen vormt de noordwestelijke rand van een oorspronkelijk (circa 2.000 ha) groot hoogveengebied dat voor het grootste deel (circa 1.900 ha) op Duits grondgebied lag. Het Nederlandse deel van het Aamsveen moet worden beschouwd als de randzone van een veel grotere hoogveenkoepel. Van dit vroegere hoogveengebied vormen het Aamsveen, het direct hieraan grenzende Hündfelder Moor en het iets verder naar het zuidoosten Amtsvenn de restanten. Alle delen van het Natura-2000gebied, ook die tegenwoordig op minerale bodem liggen, hebben deel uitgemaakt van het hoogveenlandschap (Jansen & Loeb 2011).

De topografische kaart van 1908 laat zien dat de lagg, d.w.z. de gronden langs het zuidelijke deel van de Glanerbeek, nog vrijwel niet zijn ontgonnen (Figuur 3.23). Aan weerszijden van de beek zijn (net als in het veengebied) zeer drassige omstandigheden aanwezig. De lichtgroene inkleuring van de zones langs de beek wijst erop dat (ten opzichte van het hoogveendeel) hier relatief voedselrijke (en waarschijnlijk mesotrofe) omstandigheden voorkwamen. Na 1908 is de ontginning van het Aamsveen ter hand genomen. Uit vergelijking van de topografische kaarten van 1908 en 1935 volgt dat in de jaren '20 / '30 van de 20e eeuw, veelal in smalle stroken, vanaf de buitengrens van het gebied in de richting van het hoogveendeel ontginning plaatsvindt.

Het Aamsveen is het Nederlandse restant van een grensoverschrijdend hoogveenlandschap. Van dat landschap liggen in het huidige natuurgebied Aamsveen de randzone van een hoogveenkoepel en een door "mineraal" grondwater gevoede lagg met een beek. Dat minerale grondwater was en is kalkrijk c.q. zeer basenrijk (Bell *et al.* 2016). In de oorspronkelijk, niet ontwaterde situatie zijn daarom in de lagg begroeiingen van kalkmoerassen aanwezig geweest; in de zone tussen hoogveenrand en het door zeer basenrijk/kalkrijk grondwater gevoede deel van de lagg zijn vermoedelijk begroeiingen van



overgangsvenen ontwikkeld geweest. Het Aamsveen is nooit grootschalig ontgonnen. Oude kaarten tonen putten, wat duidt op individuele turfstekeij. De oorspronkelijke begroeiing van de hoogveenrand met bulten en slenken en een hoog aandeel bulten met Eenarig wollegras nivelleerde onder invloed van de turfstekeij. Het aandeel van Eenarig wollegras is toen waarschijnlijk toegenomen. Daarna wist Pijpenstrootje te profiteren van de sterke naoorlogse ontwatering en ontwikkelde monotone begroeiingen. In de putten ontstonden in open water gemeenschappen van submerse veenmossen en veenmostapijten. Sinds het begin van de jaren 1990 zijn in het hoogveendeel vernattingsmaatregelen genomen. Deze hebben de veenmosgroei sterk bevorderd, niet alleen van submerse veenmossen, maar ook van bultvormende. Opmerkelijk is dat nu in het deel met het vroegere overgangsvveen de meest uitgestrekte begroeiingen van bultvormende veenmossen worden aangetroffen. Het betreft over aanzienlijke oppervlakten minerotrafente veenmossen als Gewoon veenmos en Gewimperd veenmos in en in de nabijheid ijle rietbegroeiingen, wat een indicatie is voor enige invloed van aangerijkt grondwater.



**Figuur 3.23. Topografische kaart van het Aamsveen in 1908. Langs de Glanerbeek is een groene zone met drassige, wat voedselrijkere en mogelijke mesotrofe vegetaties aanwezig geweest. Bron: Bell et al. (2016).**

**Figure 3.23. Topographic map of the Aamsveen in 1908. Along the Glanerbeek a green area with marshy, nutrient richer and possibly mesotrophic vegetation was present. Source: Bell et al. (2016).**

De geleidelijke ontwatering en cultivering van de lagg heeft uiteindelijk geleid tot het steeds verder terugdringen (van kritische soorten) van kalkmoerassen en de vorming van wilgenstruwelen en Elzenbroeken. In de delen die gemaaid werden ontwikkelde zich bij de in eerste instantie nog beperkte ontwatering (parnassiarijke) blauwgraslanden. Al voor de Tweede Wereldoorlog was de ontwatering van de lagg sterk toegenomen. Dat resulteerde in

verdere verdroging en daarmee samenhangende verzuring, waarbij de blauwgraslanden zich onder invloed van verzuring in eerste instantie ontwikkelden tot heischrale graslanden, en vervolgens wegens voortgaande verzuring tot rompgemeenschappen en natte heiden. In het deel van de lagg met overgangsveen ontstonden onder invloed van toenemende ontwatering eerst wilgenstruwelen, Berkenbroeken en zure Kleine zeggenmoerassen en later, bij toenemende ontwatering én verzuring, vooral rompgemeenschappen van deze begroeiingen.

### **3.7.2 Maatregelen hoogveenherstel**

Ten behoeve van de vervening van het gebied en het geschikt maken van gronden voor landbouwkundige doeleinden zijn vanaf de rijksgrens tot aan de Glanerbeek veel van oost naar west verlopende greppels en sloten gegraven. Bij aanvang van het beheer door Landschap Overijssel (in 1967) zijn (daar waar geen landbouwkundige belangen in het geding waren) veel greppels en sloten al afgedamd, en ook het middenpad en het wandelpad zijn al lang geleden voor de eerste keer opgehoogd.

Om de hoogveenregeneratie te stimuleren is in de periode tussen 1991 en 1995 (op basis van vooronderzoek) in drie fases (1991, 1993 en 1995) een vernattingsplan uitgevoerd. In het kader hiervan zijn loodrecht op de aanwezige oude veendijken nieuwe veendijken aangelegd, en het middenpad is toen verder verhoogd. Op deze wijze is een groot deel van het hoogveenrestant in ruim 30 compartimenten verdeeld. Afwatering van de compartimenten vindt plaats via overlopen (duikerbuizen), waarmee het niveau desgewenst geregeld kan worden. In 2011 is nog een zeer lange duiker die op de rijksgrens aanwezig is en waardoor veel water vanuit het veengebied weglekte afgedicht.

### **3.7.3 Heischrale graslanden Aamsveen**

In het Aamsveen is in de gradiënt tussen het herstellende hoogveen en de alluviale bossen op enkele plekken heischraal grasland aanwezig (Figuur 3.24). Deze behoren (indien goed ontwikkeld) tot de grondwaterafhankelijke Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras. Heischrale graslanden komen voor op zwak gebufferde standplaatsen, vaak in overgangssituaties, in ruimte of in tijd, tussen basenrijke en zure standplaatsen. Dat maakt dat het type ondanks haar geringe oppervlakte toch zeer gevarieerd kan zijn, zowel in soortensamenstelling als in haar abiotische omstandigheden. Heischrale graslanden kunnen niet tegen langdurige stagnatie van (neerslag)water op maaiveld en ze verdragen ook geen voedselrijke omstandigheden. De heischrale graslanden van de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras zijn gebonden aan natte (GVG 0-25 cm -mv) standplaatsen. Heischrale graslanden zijn zeer gevoelig voor (verzuring door) stikstofdepositie. De Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras is (gezien de genoemde standplaatseisen) daarnaast ook gevoelig voor veranderingen in de lokale hydrologie die kunnen leiden tot een afname van de grondwatervoeding of toename van de invloed van zuur neerslagen/of veenwater.

De heischrale graslanden in het Aamsveen zijn als gevolg van verzuring en verdroging sterk achteruit gegaan of zelfs verdwenen. De verzuring van deze vroegere lagg is al veel langer aan de gang, waardoor alle basifiele soorten van alkalisch laagveen of Parnassia-rijke Blauwgraslanden al zijn verdwenen. Op korte afstand van het herstellende veen is echter nog wel op uiteenlopende diepten gebufferd grondwater aangetroffen (Van Mullekom *et al.* 2015; Bell *et al.* 2016). Dit wijst erop dat zuur veenwater niet of nauwelijks is doorgedrongen in het overgangsgebied. Dit betekent dat de waterconservering (vanaf begin jaren 1990) in het hoogveendeel ten zuidoosten van het Middenpad niet de oorzaak is van de geconstateerde verzuring van de heischrale graslanden in het overgangsgebied. Het herstel van het hoogveengebied levert daarentegen juist een bijdrage aan het realiseren van een goed functionerend systeem voor herstel van de heischrale graslanden, want vanwege de betere conservering van het water in het hoogveenputtencomplex mag verwacht worden dat ook de stijghoogte in de zandondergrond is gestegen, waardoor het hoogveengebied zijn functie als voedingsgebied beter kan vervullen en dus de voeding van het overgangsgebied met (vanuit de kalkrijke ondergrond aangerijkt) grondwater juist is toegenomen (Bell *et al.* 2016). Wel

stroomt vanuit het veengebied in natte winterperioden op twee plekken zuur veenwater oppervlakkig af naar het overgangsgebied. Dit leidt lokaal tot een extra input van zuur water, maar vormt over het geheel gezien geen groot knelpunt en vormt in feite ook een natuurlijke component van de overgangszone.



**Figuur 3.24. Goed ontwikkeld heischraal grasland in het Aamsveen met soorten als Blauwe zegge, Heidekartelblad, Klokjesgentiaan, Blauwe knoop, Gevlekte orchis, Welriekende nachtorchis, Liggende vleugeltjesbloem en Vlozegge. Bron: Van Mullekom *et al.* (2015).**

**Figure 3.24. Well developed species rich *Nardus* grassland in the Aamsveen with species like *Carex panicea*, *Pedicularis sylvatica*, *Gentiana pneumonanthe*, *Succisa pratensis*, *Dactylorhiza maculata* subsp. *maculata*, *Platanthera bifolia*, *Polygala serpyllifolia* and *Carex pulicaris*. Source: Van Mullekom *et al.* (2015).**

In de overgang van hoogveen naar zijn minerale omgeving, de lagg, zijn van nature basenarmere omstandigheden aanwezig (zie o.a. Everts *et al.* 2014). Dat in zo'n lagg plaatselijk ook basenrijke, gebufferde omstandigheden heersen is in ons land eerder uitzondering dan regel, gelet op het Atlantische klimaat met een aanzienlijk neerslagoverschot en de overwegend sterk uitgeloogde (en dus zure) minerale bodems/substraten. In ons land zijn basenrijke laggs met soorten van alkalische laagvenen/kalkmoerassen alleen bekend van het Korenburgerveen en het Aamsveen (



Tabel 3.2). Wellicht heeft deze situatie zich ook voorgedaan in het Wooldse Veen. In andere hoogveengebieden kunnen in randzones wel soorten voorkomen van zwak gebufferde omstandigheden, maar basifiele soorten ontbreken daar.

Het overgangsgebied in het Aamsveen is verzuurd door een toename van de invloed van neerslagwater. Deze toename is veroorzaakt door o.a.:

- Onnatuurlijke stagnatie in de oppervlakkige afvoer van neerslagwater via natuurlijke slenken, door de aanleg van wallen die de oppervlakkige afvoer belemmeren.
- Versterkte drainage en afvoer van gebufferd grondwater door waterlopen, en met name de zeer diepe, sterk drainerende Glanerbeek.
- De versterkte drainage heeft ook geleid tot een afname van de plasvorming in natuurlijke laagten en een verminderde opbolling van de lokale grondwaterstand in de dekzandruggen, waardoor basenrijk water gedurende een korte periode tot in maaiveld komt.
- Het plaatselijk afplaggen van de te voedselrijke toplaag van de bodem, waardoor afvoerloze 'bakjes' zijn gecreëerd, waarin langdurig zuur neerslagwater (extra) stagneert.

Al dan niet in combinatie met het verzuringsprobleem zijn er ook twee andere belangrijke oorzaken die herstel van de heischrale graslanden ernstig bemoeilijken, namelijk:

- Eutrofiëring vanwege voormalige intensieve bemesting, waarbij vooral de hoge fosfaatrijkdom van de (toplaag van de) bodem een probleem is.
- Struweel- en bosontwikkeling. Dit speelt vooral in het overgangsgebied tussen het hoogveenrestant en de Glanerbeek. Kansrijke zones voor herstel van heischraal grasland zijn overgroeid geraakt met bos en struweel. Bos en struweel zorgen bovendien voor extra invang van verzurende depositie vanuit de lucht, en voor een verder wegzakkende grondwaterstand in de zomer vanwege het hoge verdampingsverlies ten opzichte van heide of schraalland.

#### **3.7.4 Mogelijkheden voor herstel en uitbreiding heischrale graslanden**

Uit de ecohydrologische studie zijn de volgende maatregelen geformuleerd om tot een herstel en uitbreiding van de heischrale graslanden te komen (Bell *et al.* 2016):

- Verbetering van de afvoer van stagnerend neerslagwater.
- Aanpak van de sterk drainerende werking van de Glanerbeek.
- Effectieve verschraling van de kansrijke delen met een vermeste bodem.
- Verwijdering van bos en struweel op kansrijke plekken waar vervolgens een hooilandbeheer wordt uitgevoerd.

## **3.8 Knelpunten gradiënten**

In de beschrijving van het gradiënttype Actief hoogveen (incl. laggs) in het kader van de PAS-herstelstrategieën zijn knelpunten benoemd en uitgewerkt door Everts *et al.* (2014; zie paragrafen 3.9.1 t/m 3.9.4).

#### **3.8.1 Verdroging**

- In het door basenrijk grondwater gevoede deel van het veencomplex (lagg c.q. tegenwoordig de omgeving) leiden gedaalde grondwaterstanden tot mineralisatie van het veen waarbij nutriënten vrijkomen. Van deze grotere nutriëntenbeschikbaarheid (vermesting) profiteren grassen en houtige gewassen. Onder invloed van gedaalde grondwaterstanden neemt in de wortelzone van de vegetatie de invloed van zuur regenwater toe. Bij lichte ontwatering stopt de veengroei, maar ontstaan waardevolle half-natuurlijke vervangingsgemeenschappen zoals Blauwgraslanden of Elzenbroeken. Bij sterkere ontwatering, maar nog basenrijke bodem ontstaan soortenarme rompgemeenschappen met een hoog aandeel hoogproductieve soorten zoals Moeraszegge, Framboos of Grote brandnetel. Wanneer de grondwaterstandsdeling gepaard gaat met een meer of minder sterke verzuring neemt het aandeel Hennegras, Moerasstruisgras en/of veenmossen in de vegetatie toe. In bossen ontstaan rompgemeenschappen met veel Braam wanneer de grondwaterstandsdeling zo sterk is

dat zelfs in de winter de waterstanden betrekkelijk ver (enkele tientallen centimeters) onder maaiveld blijven.

- In het door basenrijk grondwater gevoede deel van het veencomplex (lagg c.q. tegenwoordig de omgeving) leidt afname van kwel van basenrijk grondwater of het zelfs volledig verdwijnen daarvan tot een vergroting van de invloed van regenwater en oppervlakkig (lateraal) toestromend zuur grondwater. Daardoor treedt (oppervlakkige) verzuring op. Naarmate de kwelintensiteit sterker afneemt, treedt verzuring op over een grotere diepte. Onder deze omstandigheden treden rompgemeenschappen op met een hoog aandeel soorten van de zure Kleine-zeggenmoerassen (Orde van Zwarte zegge, 9A) zoals Gewoon veenmos, Zwarte zegge, Veenpluis, Moerasviooltje en Moerasstruisgras.
- Verdroging van het door basenarm dan wel basenrijk mineraal grondwater gevoede deel van het veencomplex hangt meestal samen met:
  - ontginning (met bijbehorende ontwatering) van de randzones zelf of het afgraven of ontwateren van het naastgelegen hoogveen;
  - diepe en intensieve ontwatering in de omliggende landbouwgebieden, sloten en greppelstelsels in het door basenrijk grondwater gevoede deel van de gradiënt zelf;
  - verdieping van beken. De verdieping van beken kan zijn veroorzaakt door beeknormalisatie, maar kan ook het gevolg zijn van het jaarlijks schonen van de beekloop met zijn oevers. In beide gevallen kan dat zorgen voor een versterkte erosie waardoor de beek zichzelf dieper insnijdt en de drainagebasis wordt verlaagd;
  - onttrekking van grondwater voor de landbouw (beregening) en de drink- en industriewatervoorziening;
  - bebossing van het inziggebied. De interceptie, het deel van de neerslag dat wordt onderschept door de vegetatie en de bodem niet bereikt, door bos bedraagt in Nederland 10-30% op jaarbasis, wat aanzienlijk meer is dan bij ander landgebruik (Verstraeten *et al.* 2005). De gemiddelde jaarlijkse interceptie van naaldbos (circa 20-30%) is over het algemeen groter dan van loofbos (circa 15-25%; Staelens & Mohren 2010). De reductie door interceptie is het grootst bij opstanden van zogenoemd donker naaldhout (Fijnspar, Douglasspar; Buishand & Velds 1980).
- Door verdroging neemt de opslag van houtige gewassen toe (en daardoor neemt ook de verdamping toe). Blauwgraslanden en kalkmoerassen zullen, wanneer het hooilandbeheer werd gestaakt, overgaan in het struweel of bos. Maar ook bij voortgaand hooilandbeheer neemt onder invloed van verdroging het aandeel houtige gewassen in deze habitattypen toe. Laagblijvende kruidachtigen kunnen daardoor als gevolg van afnemende lichtbeschikbaarheid in de loop van het groeiseizoen worden weggeconcentreerd. Dat vraagt om een beheer waarbij vroeger in het seizoen vaker wordt gemaaid en gehooid. Daardoor zullen laatboeiende soorten, waarvan er veel voorkomen in deze gemeenschappen, minder tot zaadsetting komen.

### **3.8.2 Verzuring van het grondwater onder invloed van bemesting**

In het door basenrijk grondwater gevoede deel van het veencomplex leidt pyrietoxidatie onder invloed van verhoogde nitraatconcentraties als gevolg van intensieve bemesting tot verzuring van de diepere ondergrond. Daarbij lossen calcium- en magnesiumcarbonaten op en komt sulfaat vrij. Het grondwater wordt in eerste instantie calcium- en bicarbonaatrijker. Zuur reageert met het vrijgekomen bicarbonaat tot kooldioxide. Wanneer de ondergrondse kalkvoorraad is uitgeput, gaat verzuring optreden. Met andere woorden op de langere termijn zal de basenrijkdom van het grondwater afnemen. Kalkmoerassen of Blauwgraslanden zullen onder invloed van lichte ontwatering op termijn verzuurd raken en verdwijnen.

### **3.8.3 Vermesting**

Directe vermisting in de lagg kan optreden als gevolg van toestroming van grondwater dat belast is met meststoffen (voornamelijk nitraat) uit aangrenzende landbouwgronden. Naast deze direct bemestende effecten, kan nitraat onder zuurstofloze omstandigheden de rol van zuurstof overnemen en de afbraak van het veen stimuleren, waarbij nutriënten versneld worden gemobiliseerd (Smolders & Brouwer 2005, Lamers *et al.* 2010). De uitspoeling van

fosfaat vanuit landbouwgronden is over het algemeen zeer laag (Smolders *et al.* 2006b), maar kan in de laggs lokaal zorgen voor vermessing met fosfaat (voornamelijk via het oppervlaktewater).

### **3.8.4 Verandering in het veenreliëf**

De vroegere laggs en randzones van hoogveenlandschappen zijn meestal als eerste ontgonnen. Hierdoor zijn in veel gebieden de natuurlijke gradiënten in zuurgraad en beschikbaarheid van nutriënten en mineralen en de daarvan afhankelijke planten- en diersoorten verdwenen. Door ontginning en afgraven bestaan feitelijk geen goed ontwikkelde laggs meer en daarmee ook geen geleidelijke overgangen in waterkwaliteit van kern naar rand. Deze overgangen kenden een kenmerkende aquatische macrofauna (Van Duinen *et al.* 2004a, 2004b en 2006). Menselijke ingrepen hebben echter in verschillende gebieden geleid tot secundaire ontwikkeling van gradiënten of mozaïeken met milieucondities die ten dele overeenkomen met de condities in natuurlijke gradiënten (Van Kleef 2010, Van Duinen *et al.* 2011). Hierdoor kon een aantal soorten van natuurlijke gradiënten in hoogvenen in sommige van de overgebleven hoogveenrestanten overleven (Van Duinen *et al.* 2009). Een deel van deze soorten heeft zich in ons land alleen nog weten te handhaven in vennen met een gradiënt in waterkwaliteit die is ontstaan door aanvoer van gebufferd oppervlaktewater, dat gedurende de afgelegde weg vermengt met regenwater en/of (relatief zuur en voedselarm) kwelwater (Van Kleef 2010).

### **3.8.5 Grondwatervervuiling**

De kwaliteit van het grondwater kan een knelpunt zijn bij de ontwikkeling van laggs met overgangsvegetaties, doordat deze in grote delen van Nederland sterk is veranderd, voornamelijk door een toename van nitraat en/of sulfaat. In paragraaf 3.7.1 wordt dit geïllustreerd door de problemen die in het hellingveen van de Brunsummerheide spelen. Zowel nitraat als sulfaat kunnen de afbraak van organisch materiaal stimuleren, waardoor het organisch materiaal niet kan accumuleren en nutriënten versneld weer beschikbaar komen. Nitraat- en sulfaatrijk (grond)water vormt dan ook een bedreiging voor hoogveensystemen, zodat een toename van de invloed van dit grondwater voorkomen moet worden.

### **3.8.6 Compartimentering van hoogveenrestanten**

In vergraven hoogveenrestanten, met hun onnatuurlijke verschillen in maaiveldhoogte, zijn veelal compartimentsdammen nodig om intern de hydrologische omstandigheden voor veenmosgroei te verbeteren. Deze compartimentsdammen kunnen voor de ontwikkeling van gradiënten een belemmering zijn. Door de dammen ontbreekt de diffuse afstroming van water over het veenoppervlak en door het veen naar de randen. De afvoer vindt dan geconcentreerd plaats via stuwen of sifons. Op de lange termijn, wanneer zich een hoogveenlichaam heeft gevormd en/of het veenpakket na vernatting is opgezwollen of uitgegroeid tot boven het maaiveld van de dammen, kan wel weer diffuse, oppervlakkige afstroming van water gaan optreden. Binnen delen van het Meerstalblok (Bargerveen) is dit op kleine schaal al aan het gebeuren, waar vernatting van witveen en veenmosuitbreiding heeft plaatsgevonden. Aan de randen van hoogveenkernen (of stelsels van compartimenten) die hoger liggen dan hun gedraineerde omgeving, blijven de overgangen veelal abrupt. In komhoogvenen, waar de invloed van grondwater wel tot aan maaiveld kan komen, kunnen meer geleidelijke overgangen hersteld worden (Everts *et al.* 2014).

## 4 Zelfregulering in hoogvenen

### 4.1 Zelfregulatiemechanismen in hoogvenen

Wie beschadigde hoogvenen wil herstellen, heeft een streefbeeld nodig en moet ook weten welke processen en factoren in het veensysteem noodzakelijk zijn om het goed en duurzaam te laten functioneren. Zoals in paragraaf 2.1 is aangegeven hangen veen, planten en water nauw met elkaar samen en zijn helemaal van elkaar afhankelijk. Ze beïnvloeden elkaar ook zodanig dat het hoogveensysteem zichzelf in stand kan houden, tenzij de zelfregulatiemechanismen door ingrepen worden verstoord. Bij pogingen tot herstel draait het doorgaans om ingrepen in de waterhuishouding, met als doel uiteindelijk de wisselwerkingen en de biodiversiteit van het hoogveen weer te laten functioneren. Het is dus nodig, een beeld van de hydrologie van een onbeschadigd hoogveen te schetsen, in relatie tot de wisselwerkingen of zelfregulatiemechanismen die in het hoogveensysteem spelen. In Tabel 4.1 worden hydrologische zelfregulatiemechanismen benoemd van koepelvormige veenmosvenen. Deze mechanismen spelen vaak op microschaal, maar hebben gevolgen voor de structuur en processen die op mesoschaal (de schaal van het hoogveensysteem) spelen. In de hierna volgende paragrafen worden deze mechanismen verder uitgewerkt.

### 4.2 Hydrologie van min of meer natuurlijke hoogvenen

#### 4.2.1 Aan- en afvoer van water

Neerslag is de wateraanvoer van een hoogveen. In Nederland bedraagt de gemiddelde jaarlijkse neerslag ongeveer 850 mm. De referentieverdamping bedraagt ongeveer 540 mm (KNMI-cijfers), waarvan het overgrote deel in het zomerhalfjaar optreedt. De verdamping van een hoogveen zonder opgaande begroeiing ligt in de buurt van de referentieverdamping (Spieksma *et al.* 1997). De wegzijging naar de ondergrond is in de natuurlijke situatie zeer beperkt. Voor hoogvenen in Europa ligt deze waarde zelden hoger dan 30 mm per jaar en meestal (ruim) daaronder (Van der Schaaf 1999). Hiermee is niet gezegd dat zich bij grotere wegzijging geen hoogveen zou kunnen ontwikkelen. Het restant van circa 250 mm per jaar moet ergens blijven. De enige mogelijkheid is afstroming van het ombrotrofe veenwater naar de omgeving. Dat kan in verschillende patronen gebeuren. Er kunnen veenriviertjes ontstaan waarin de afvoer zich concentreert, zoals ooit de Runde in het Bargerveen. De afvoer kan ook verspreid langs de rand optreden of in combinatie met een veenrivier. Langs de veenrand komt het voedselarme veenwater in aanraking met minerale grond en vaak ook met minerotroof grondwater. Dat leidt tot een overgang van ombrotroof naar minerotroof water met de bijbehorende overgang in vegetatiesamenstelling (zie Hoofdstuk 3).

#### 4.2.2 Het mechanisme van de afstroming

##### Acrotelm

De doorlatendheid voor water van hoogveen neemt vooral in de bovenste halve meter naar beneden toe sterk af. Het jonge en nog weinig vergane materiaal zit bovenin. Dat materiaal is los en heeft grote poriën. Naar beneden toe is de afbraakgeschiedenis langer, verliezen vezels veerkracht, worden de deeltjes en de poriën kleiner en de doorlatendheid voor water lager. Om de gedachten te bepalen: de doorlatendheid  $k$  kan afnemen van enkele duizenden  $\text{m d}^{-1}$  naar  $1 \text{ m d}^{-1}$  over een verticale afstand van een halve meter of minder.

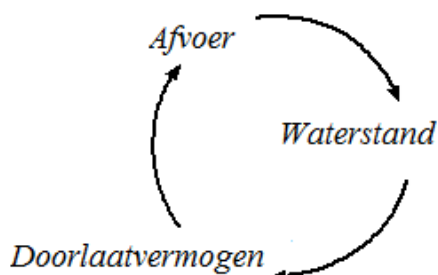


**Tabel 4.1. Zelfregulatiemechanismen in koepelvormige veenmosvenen (Naar: Dommain *et al.* 2010).**

**Table 4.1. Self-regulation mechanisms in domed Sphagnum bogs (After: Dommain *et al.* 2010).**

Mechanisme	Uitingsvorm in koepelvorming veenmosveen
Beheersing van evapotranspiratie	Toename in albedo van het veenoppervlak (reductive van verdamping door het reflecteren van warmte) doordat veenmoskopjes wit kleuren wanneer ze een watertekort hebben (Eggelsmann 1963, Harris 2008).
Beweging van het veenoppervlak ('Mooratmung', Par. 4.4.2)	Reversibele zwelling en inkrimping van het veen bij veranderingen in de water beschikbaarheid gedurende de seizoenen beperkt de wisselingen van de waterstanden opzichte van het oppervlak (Weber 1902, Whittington <i>et al.</i> 2007, Fritz <i>et al.</i> 2008). Veranderingen in waterstanden gaan direct samen op met veranderingen in poriegrootte en hydraulische conductiviteit van het veen (Price 2003, par. 4.2.2).
Zelfafdichting veenpakket	Het veenpakket klinkt bij wegzijging aan de veenbasis in en vormt zo een dichte, slecht doorlatende laag onderin het veen zelf. Daardoor beperkt een hoogveen het waterverlies naar de omgeving op natuurlijke wijze (par. 4.1.3).
Veranderingen in groeivorm binnen veenmossoorten	De groeivorm van een veenmossoort verandert bij verandering van de waterstand en daarmee veranderen de hydrologische eigenschappen van de soort; daardoor ontwikkelt het veenmos zelf in drogere omstandigheden een betere capillaire werking en een lagere doorlatendheid voor water (Joosten 1993, Couwenberg 2005, Baumann 2006).
Veranderingen van soorten, vegetatietypen en microreliëf structuren	Verschillende veenmossoorten met hun verschillende groeivormen bezetten verschillende hydrologische niches (Overbeck & Happach 1957, Ratcliffe & Walker 1958, Luken 1985, Rydin 1993, Rydin <i>et al.</i> 2006) en hebben verschillende hydraulische eigenschappen.
Patroon van microtopen	De rangschikking van langgerekte drogere veenmosbulten en nattere slenken loodrecht op de helling van het hoogveen verhoogt de efficiëntie van de hydrologische regulatie. Natte elementen (slenken en poelen) bergen water, terwijl de drogere elementen (bulten) de afstroming remmen (Couwenberg & Joosten 1999; par. 4.2.2).
Mesopatroom	De toenemende hellingshoek van het veenoppervlak vanuit het centrum naar de rand van de hoogveenkern wordt weerspiegeld in afnemende vochtigheid van het veenoppervlak en van de hydraulische conductiviteit (waterdoorlatendheid) van de verschillende concentrische zones in de hoogveenkern (zie de ecotopen, zoals beschreven voor ierse hoogvenen; par. 3.2.2). Veranderingen in grootte en vorm van de hoogveenkepel beïnvloeden de omvang van deze zones (Couwenberg & Joosten 2005).
Grenzen aan de grootte van een hoogveenkepel	Met toenemende omvang (diameter) wordt de hoogveenkepel platter en daardoor natter. Hierdoor neemt de waarschijnlijkheid van een veenuitbraak toe. De oppervlakte van de hoogveenkepel neemt kwadratisch toe bij toenemende diameter, terwijl de omtrek lineair toeneemt. Wanneer geconcentreerde waterafvoer dan een insnijding in de veenkepel maakt, zal de oorspronkelijke kepel in twee kleinere delen splitsen (Van Geel <i>et al.</i> 2014, Masing 1972, Couwenberg & Joosten 1999).

Bij hoge waterstand is de afvoer groot omdat het water door het zeer doorlatende bovenste materiaal kan stromen. Hij neemt sterk af als de waterstand 5 of 10 cm is gezakt. Dan vindt de afstroming plaats via veel slechter doorlatend materiaal. Een dergelijke bovenlaag wordt *acrotelm* genoemd, een term bedacht door Ingram (1978). Het verschijnsel zelf is al veel eerder door onderzoekers uit de Sovjet Unie beschreven. de afvoerstroom via de acrotelm, de waterstand en het doorlaatvermogen. De regellus zorgt ervoor dat de afvoer vooral optreedt bij hoge waterstanden en snel afneemt als de waterstand enkele cm of een dm is gedaald, zodat de waterstand in het veen nabij het oppervlak blijft en natte plekken nat blijven. In Bijlagen Hydrologie 1 is een getallenvoorbeeld opgenomen van de mate waarin het doorlaatvermogen van een acrotelm kan teruglopen bij een geringe daling van de waterstand. De regellus ziet er dan uit als in Figuur 4.1.



**Figuur 4.1. Regellus in de acrotelm. De afvoer beïnvloedt de waterstand; de waterstand beïnvloedt het doorlaatvermogen van de acrotelm en het doorlaatvermogen bepaalt (met de terreinhelling) de afvoerstroom via de acrotelm.**

**Figure 4.1. Control loop of the acrotelm. The discharge ('Afvoer') controls the water level ('Waterstand'), the water level controls acrotelm transmissivity ('Doorlaatvermogen') and the transmissivity controls discharge.**

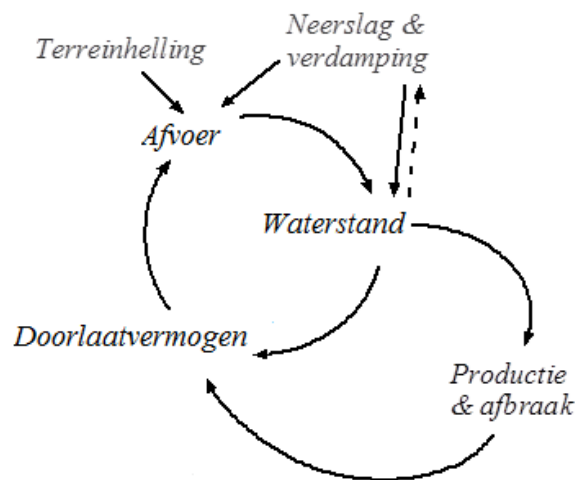
#### Zelfregulering

De stroming door de acrotelm wordt bepaald door de helling van de waterspiegel en het doorlaatvermogen. De helling van de waterspiegel is grofweg gelijk aan de terreinhelling op een schaal van enkele tientallen meters. In beginsel zijn bij eenzelfde afvoer het doorlaatvermogen van de acrotelm en de terreinhelling ter plaatse ongeveer omgekeerd evenredig met elkaar. Anders gezegd: bij een vlak terrein is een relatief groot doorlaatvermogen nodig voor de afstroming, bij een meer hellend terrein een evenredig kleiner.

In een functionerend hoogveen balanceert zich die verhouding vanzelf. De oorzaak zit in de afbraaksnelheid van het gevormde organische materiaal. Dat breekt sneller af, naarmate er bij relatief hoge temperatuur –in de zomer dus- meer zuurstof bij kan komen of anders gezegd: de omstandigheden droger zijn.

Afbraak leidt tot verminderde stevigheid van vezels. Die leidt tot samendrukking en tot een relatieve toename van de hoeveelheid kleine deeltjes ten koste van grotere. Daardoor verdwijnen poriën en worden grote poriën vervangen door kleine. Dit proces leidt tot een sterke afname van de doorlatendheid. Afname van doorlatendheid en dus van doorlaatvermogen (Bijlagen Hydrologie 1) leidt tot een langer verblijf van water in het materiaal, waardoor het afbraakproces steeds langzamer gaat. Ondertussen vormt zich aan de bovenkant nieuw vers en doorlatend materiaal. Het resultaat is een acrotelm met een naar beneden sterk afnemende doorlatendheid die onder de gegeven terreinhelling, klimaatomstandigheden en productie van nieuw organisch materiaal stabiel is. Daarmee kan de regellus van Figuur 4.1 worden uitgebreid tot die van Figuur 4.2.

Een hoogveen is daarmee in vergaande mate zelfregulerend voor wat betreft zijn interne hydrologische omstandigheden.



**Figuur 4.2. Uitbreiding van de regellus van Figuur 4.1 met de omgevingsgrootheden terreinhelling, neerslag en verdamping en productie en afbraak van organisch materiaal.**  
**Figure 4.2. Extension of the control loop of Figure 4.1 with the environmental quantities surface slope ('Terreinhelling'), precipitation ('Neerslag') and evapotranspiration ('Verdamping').**

#### Terugkoppeling: bulten en slenken

De zelfregulering van de acrotelm is een vorm van terugkoppeling die leidt tot stabiliteit van het hydrologische systeem. Deze vorm van terugkoppeling heet *negatief*: uitschieters worden vanzelf gedempt. Positieve terugkoppeling leidt tot een zichzelf versterkend proces dat instabiliteit veroorzaakt. Een berucht voorbeeld is de lawine. Positieve terugkoppelingen binnen het systeem van de acrotelm komen in elk hoogveen voor maar worden in toom gehouden door na verloop van tijd optredende negatieve terugkoppeling.

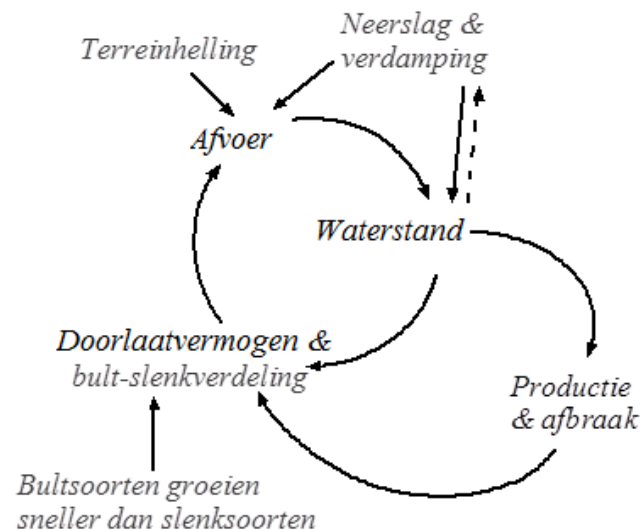
Een voorbeeld van positieve terugkoppeling is de ontwikkeling van Pijpenstrootje in hoogvenen onder invloed van atmosferische depositie van stikstof. Deze grassoort vestigt zich, wortelt in het veen en heeft in open veld een hogere verdamping dan veenmos. Als veenmos zijn verdamping bij dalende waterspiegel reduceert, kan de evapotranspiratie van Pijpenstrootje door de beworteling doorgaan (Schouwenaars 1990). Zo schept deze grassoort zijn eigen habitat ten koste van *Sphagnum*-soorten.

Het belangrijkste voorbeeld van positieve, gevolgd door negatieve terugkoppeling in hoogveenontwikkeling is het ontstaan van bulten en slenken. Een bult bevat andere veenmossoorten dan een slenk. Uit onderzoek gedurende de tweede helft van de 20<sup>e</sup> eeuw is duidelijk geworden dat bulten niet zomaar in slenken veranderen of omgekeerd (Barber 1981 en Couwenberg & Joosten 2005). Op een vlak veenoppervlak hebben de wat drogere delen de neiging om zich te ontwikkelen tot bult en de wat nattere tot slenk (Belyea en Clymo 2001). Aanvankelijk zal bij toenemende hoogteverschillen die tendens worden versterkt. Dat is een vorm van positieve terugkoppeling. Naarmate de verschillen toenemen, worden de condities in bulten droger en daardoor minder gunstig voor de verdere groei van bultvormende veenmossen. De toename van hoogteverschillen tussen bult en slenk wordt zo afgeremd en uiteindelijk wordt de groei van de bulten bepaald door de gang van zaken in de slenken.

In de waterhuishouding van een hoogveen zijn bulten de slecht doorlatende elementen. De oorzaak is de grotere aeratie van het binnenste van bulten doordat ze vrijwel permanent boven de waterspiegel liggen. De afbraak en de bijbehorende vorming van kleine deeltjes

verloopt daardoor sneller. De afbraaksnelheid wordt gecompenseerd door de sterkere groei van bultsoorten.

De belangrijkste factoren die de natheid van een hoogveenoppervlak bepalen zijn klimaat en helling. Klimaat is niet alleen neerslag, maar ook de verdeling van neerslag over het jaar en vooral het groeiseizoen en de verdamping. Een vlak hoogveen is natter dan één dat helt. Natte omstandigheden leiden tot de vorming van minder bult en meer slenk. Daarmee is de regellus van Figuur 4.2 nog wat verder te verfijnen. Ieder hoogveenherstelproject zal uiteindelijk moeten leiden tot een situatie waarin de zelfregulering volgens Figuur 4.1 en Figuur 4.2 en Figuur 4.3 functioneert.



**Figuur 4.3. De regellus van Figuur 4.2 inclusief vorming van bulten en slenken. In een dergelijk inhomogeen patroon is het juister, te spreken van een effectief doorlaatvermogen van de acrotelm.**

Figure 4.3. The control loop of Figure 4.2 including the formation of hummocks and hollows. 'Bult-slenkverdeling' means distribution of hummocks and hollows, 'Bultsoorten groeien sneller dan slenksoorten' means that hummock species grow faster than hollow species.

Figuur 4.4, Figuur 4.5 en Figuur 4.6 geven een beeld van achtereenvolgens een hoogveen met overwegend bulten, één met zowel bulten als slenken en één met overwegend slenken.





**Figuur 4.4. Hoogveen met overwegend bulten in de overgangszone naar de zogenoemde Magellaanse steppe ten noordwesten van Tolhuin (Vuurland, Argentinië).**

**Figure 4.4. Raised bog with prevailing hummocks in the transition zone to the so-called Magellan steppe, Northwest of Tolhuin (Tierra del Fuego, Argentina).**



**Figuur 4.5. Hoogveen met lage bulten en ondiepe slenken (Raheenmore Bog, Co. Offaly, Ierland). Het veen is gewelfd met een hoogteverschil van ruim 3 m tussen het midden en de veenrand.**

**Figure 4.5. Raised bog with low hummocks and shallow hollows (Raheenmore Bog, Co. Offaly, Ireland). The bog is convex and the surface levels at apex and margin differ by 3 m or more.**



**Figuur 4.6. Hoogveen met overwegend slenken (Nigula Raba, Pärnumaa, Estland) van het Baltische Atlantische type (Valk 1974), waarvan het overgrote deel vrijwel vlak horizontaal ligt.**

**Figure 4.6. Bog with mostly hollows (Nigula Raba, Pärnumaa, Estonia) of the Baltic Atlantic type (Valk 1974), most of which lies almost horizontal.**

#### De bergingscoëfficiënt en waterstandsfluctuaties

In een goed functionerende acrotelm zijn de waterstandsschommelingen klein. Dat komt behalve door de afvoerregulerende werking van de acrotelm door de hoge bergingscoëfficiënt (beschreven in Bijlagen Hydrologie 1). De waarde is groter dan 0 en niet groter dan 1. Dat laatste getal hoort bij open water: 1 mm neerslag doet de waterspiegel ook 1 mm stijgen. Hoe hoger dit getal, des te meer water is gemoeid met een bepaalde waterstandverandering en des te kleiner zijn de waterstandsschommelingen en omgekeerd.

Gedegenereerd hoogveen heeft een aanzienlijk lagere bergingscoëfficiënt dan een functionerend hoogveensysteem. Men kan daardoor door onderlinge vergelijking van meetreeksen van grondwaterstanden in een hoogveen zien, in welke mate een deel van een hoogveenreservaat het waterstandsregime van een natuurlijk hoogveen beter benadert: hoe kleiner de fluctuatie, des te beter is de conditie van het veen.

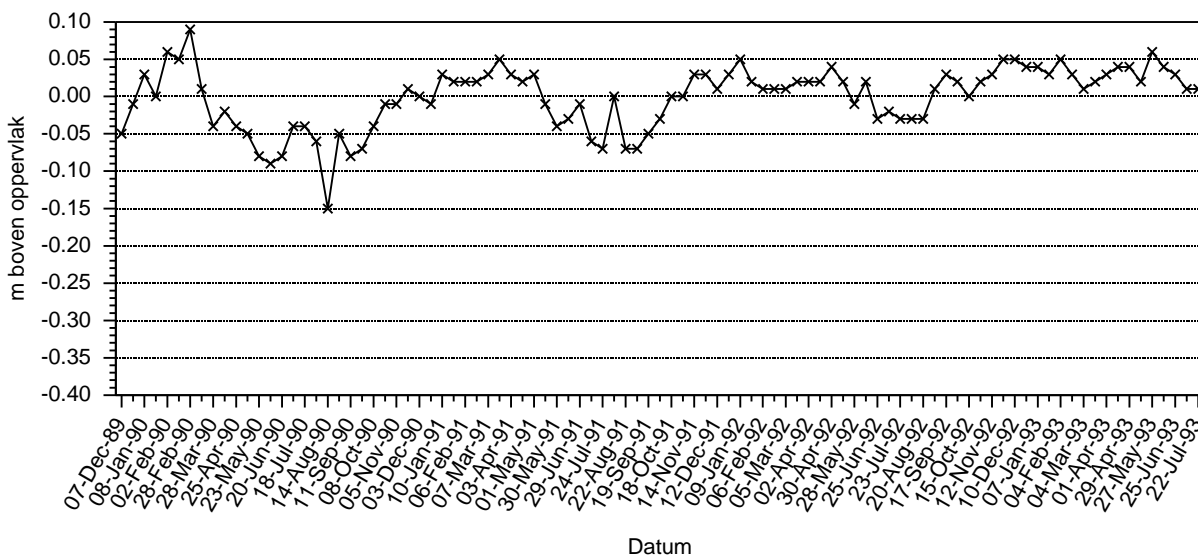
In het verleden heeft men wel geprobeerd, in gedegenereerd veen een hogere bergingscoëfficiënt te realiseren door het creëren van meer open water. Daarmee lijkt in de praktijk de zelfregulering volgens Figuur 4.1 -

Figuur 4.3 weinig of niet te worden gestimuleerd. Wel effectief lijkt beheersing van de waterstand door het reguleren van de afstroming in hoogveenrestanten door middel van dammen en stuwen, zoals in het Meerstalblok. Dan kunnen natuurlijke hoogveencondities zich verrassend snel herstellen, zoals mag blijken uit paragraaf **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..** Ook de in 2011 aangelegde dam met regelbare stuwen rond het Huurnerveld in het Wierdense Veld lijkt in elk geval de zomerverdroging tegen te gaan, maar voor



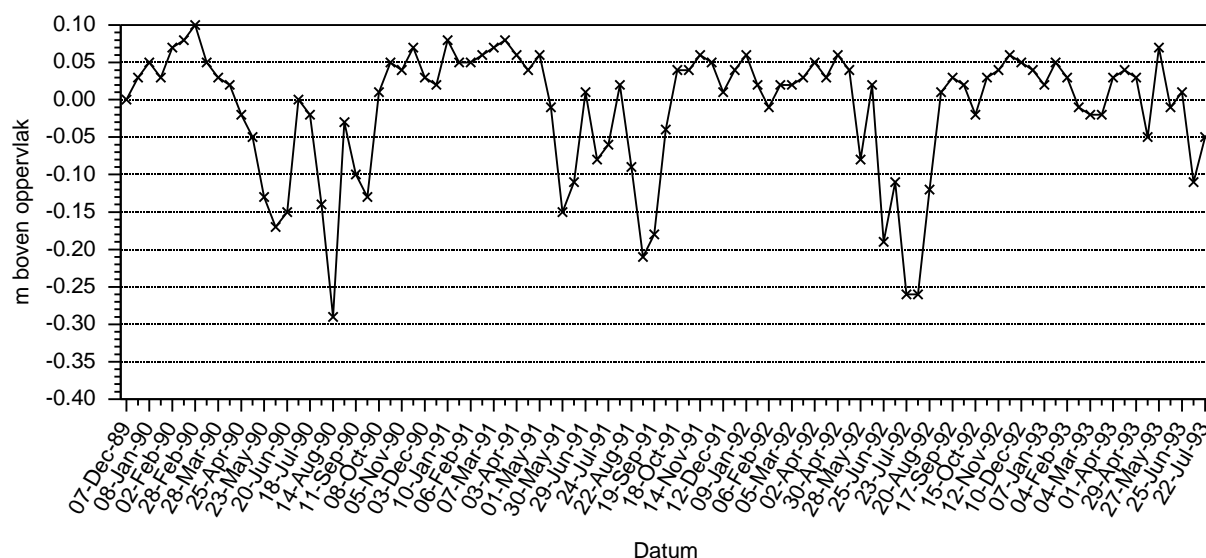
definitieve conclusies ten aanzien van acrotelmontwikkeling is het nog wat aan de vroege kant.

De aanvankelijk in onder meer het Bargerveen toegepaste veendammen lijken op termijn grondmechanisch onvoldoende stabiel, in ieder geval bij peilverschillen van enkele meters aan weerskanten van de dam. Dammen van minerale grond (zandlichaam met keileemafdekking) lijken niet te leiden tot ongewenste vegetatieontwikkelingen en zijn ook op lange termijn stabiel. De dijken van de IJsselmeerpolders hebben, zij het op grotere schaal, een vergelijkbare opbouw.



**Figuur 4.7. Tijdstijghoogteverloop bij een goed ontwikkelde acrotelm (Clara Bog West, Ierland). De fluctuatie is gering.**

**Figure 4.7. Water level hydrograph (m relative to surface level) in a well developed acrotelm (Clara Bog West, Ireland). The fluctuation is small.**



**Figuur 4.8. Tijdstijghoogteverloop bij een zwak ontwikkelde acrotelm (Clara Bog West, Ierland). De neerwaartse pieken zijn sterker doordat zich al op geringe diepte al enigszins gedegenereerd veen bevindt. De hogere delen van de grafiek lijken sterk op die in Figuur 4.7.**

**Figure 4.8. Water level hydrograph (m relative to surface level) in a poorly developed acrotelm (Clara Bog West, Ireland). The downward peaks are large because of the presence of degenerated peat at shallow depth. The high parts of the graph strongly resemble those of Figure 4.7.**

### Waterstandsschommelingen

De hoge bergingscoëfficiënt beperkt zoals gezegd de fluctuaties van de grondwaterspiegel in een hoogveen ten opzichte van die in minerale grond. Is in een minerale grond onder Nederlandse omstandigheden de jaarschommeling al gauw een meter, in een levend hoogveen is ze eerder beperkt tot hooguit circa 30 cm. Aan tijdstijghoogtelijnen van grondwaterstandsm Meetpunten op het veen is vaak de conditie van de acrotelm af te lezen. Figuur 4.7 en Figuur 4.8 geven twee voorbeelden.

In de tijdstijghoogtelijn van Figuur 4.7 schommelt de grondwaterstand om niveau veenoppervlak met een verschil tussen hoogste en laagste stand van nauwelijks 25 cm. In augustus 1990 daalt de waterstand één keer tot -15 cm en in de zone met lagere bergingscoëfficiënt, waardoor een korte neerwaartse piek ontstaat. In Figuur 4.8 gebeurt dit vaker en langduriger. In de winters lijkt het gedrag sterk op dat in Figuur 4.7; in de zomer, als de grondwaterspiegel in meer gedegradieerd veen met een lagere bergingscoëfficiënt ligt, zijn de fluctuaties groter. Zo is uit reeksen van 14-daagse grondwaterstandswaarnemingen over niet meer dan enkele jaren snel een indruk te krijgen over de toestand van de acrotelm en mogelijke ontwikkelingen daarin. Voor de monitoring van veranderingen in een hoogveenreservaat is dit een goede en relatief goedkope methode.

Een goed voorbeeld van de fluctuaties van de waterstand op een natuurlijke hoogveenrand zou de beelden van Figuur 4.7 en Figuur 4.8 compleet maken. Zulke gegevens van natuurlijke hoogveenranden zijn echter in West-Europa nauwelijks beschikbaar. De randen zijn bijna altijd verstoord of vernietigd door afgraving. Ingram (1983) geeft een voorbeeld van het hoogveen Dun Moss in Schotland, gebaseerd op 6-uur waarnemingen over 1970-72. De fluctuaties nabij de veenrand is maar weinig groter en speelt zich op een gemiddeld enkele cm grotere diepte af dan in het midden van het veen. Dit laatste is te verklaren door de grotere terreinhelling, waardoor water sneller over de rand afloopt. Het kleine verschil duidt op een goede conditie van de acrotelm tot vlak aan de veenrand.

Een handige manier om de waterstandsschommeling te karakteriseren is de standaardafwijking rond het gemiddelde in reeksen van enkele jaren of meer. Die functie zit in ieder spreadsheet en de uitkomst is dus voor een beheerder gemakkelijk te bepalen uit reeksen gemeten waterstanden. De standaardafwijking voor Figuur 4.7 bedraagt 4,1 cm; die voor Figuur 4.8 8,4 cm. Zo zijn snelle vergelijkingen van grondwaterstandsschommelingen binnen en tussen reservaten te maken.

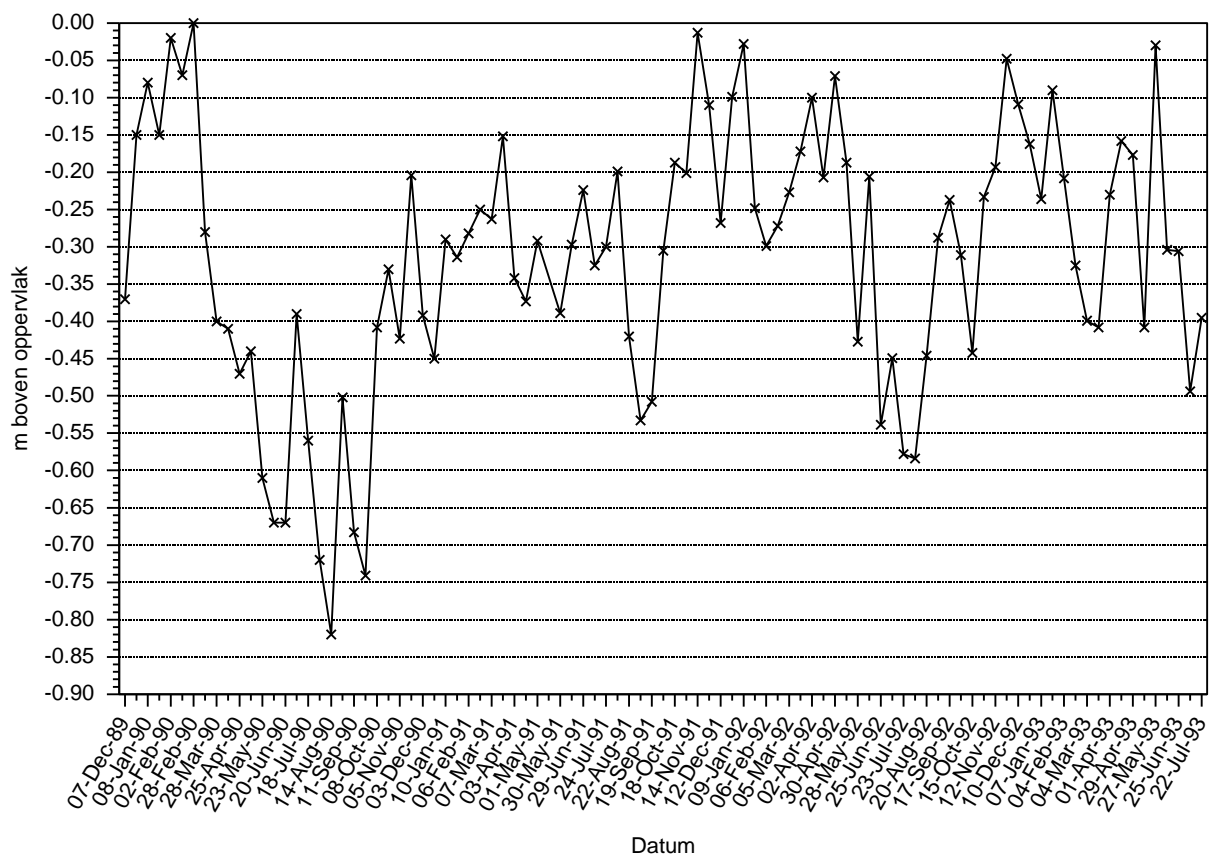
Eventueel kan daaraan een tweede grootte, de gemiddelde afstand tussen waterspiegel en veenoppervlak, worden toegevoegd. Die is minder nauwkeurig omdat een hoogveenoppervlak verre van vlak is. Op Figuur 4.4 en Figuur 4.5 is dat duidelijk te zien. Met toenemende diepte van de gemiddelde grondwaterstand neemt ook de seizoensfluctuaties ervan toe. Dat is rechtstreeks terug te voeren op de met toenemende diepte afnemende bergingscoëfficiënt. Dat is goed te zien in Figuur 4.9, waarin de gemiddelde waterstand rond de 0,54 m onder het veenoppervlak ligt bij een standaardafwijking van de meetwaarden van bijna 18 cm rondom het gemiddelde.

De waterstandsschommelingen in een ongestoord hoogveen zijn voor Nederlandse omstandigheden niet exact weer te geven, omdat zulke hoogvenen met een oppervlakte van enige tientallen ha of meer er niet meer zijn. Aan de hand van gegevens uit Noordwest Duitsland valt er wel iets over te zeggen. Baden en Eggelsmann (1964) geven voor het Königsmoor bij Tostedt (Niedersachsen) tijdstijghoogtelijnen van dagwaarden op "ongecultiveerd" hoogveen van 1951 tot en met 1957. De fluctuaties liggen tussen enkele cm boven het oppervlak tot ongeveer 50 cm daaronder. De curven lijken nog het meest op die in Figuur 4.8: kleine fluctuaties van enkele cm rondom het oppervlak in het winterhalfjaar en grotere in het zomerhalfjaar. Waarschijnlijk ging het dus op zijn best om licht gedegradieerd hoogveen. Dat is, gezien de ondiepe begreppeling die in die tijd vrijwel overal op de grotere Noordwest Duitse hoogvenen voorkwam, niet verwonderlijk. De fluctuaties zijn over het

algemeen wat groter dan die in Figuur 4.8. Dat kan samenhangen met een verschil in zowel plaatselijke als klimaatsomstandigheden. Gezien het kimaatverschil tussen Ierland en Noordwest Duitsland, zullen de seizoensschommelingen in Ierland onder vergelijkbare omstandigheden vermoedelijk iets kleiner zijn geweest. Dat brengt ons op basis van Figuur 4.7 op een schatting van de seizoensschommeling van de grondwaterstand voor een functionerend Nederlands hoogveen van hooguit omstreeks 30 cm, deels iets boven het veenoppervlak, met een standaardafwijking rond de gemiddelde waterstand van ongeveer 5 cm.

Seizoensschommelingen van de waterstand op een hoogveen nemen niet alleen toe met de diepte van de grondwaterspiegel, maar ook met de terreinhelling. De oorzaak van dit laatste is dat de gradiënt (helling) van de waterspiegel evenredig is met de afvoer. Dat geldt natuurlijk ook voor de aanvoer, maar doordat de lengte van het aanvoertraject eindig is, is ook de inhoud van het 'bovenstroomse' reservoir dat. In lange droge perioden zakt bij een grotere helling de waterstand daardoor verder uit. Hoe groter het bovenstroomse reservoir, des te kleiner is dat effect.

Conclusie: een grotere terreinhelling vergroot de seizoensfluctuatie van de waterspiegel en een grotere afstand stroomopwaarts tot de waterscheiding verkleint deze.



**Figuur 4.9. Grondwaterstandsschommelingen bij volledig gedegradeerde acrotelm naast een veenrand die is ontstaan door afgraving (Clara Bog West, Ierland).**

Figure 4.9. Groundwater level fluctuations in a situation of a fully degraded acrotelm near a bog margin caused by peat cutting (a so-called face bank) (Clara Bog West, Ireland).

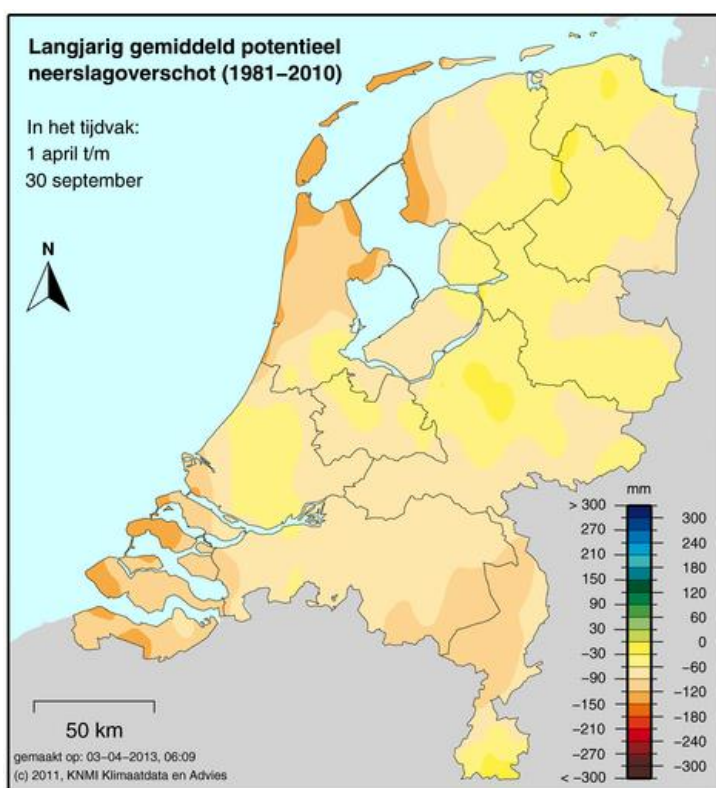
## 4.3 Hydrologische condities voor een hoogveenregime: potentiële acrotelmcapaciteit

### 4.3.1 Het concept van de potentiële acrotelmcapaciteit

Het concept is uitgewerkt in Hydrologische Bijlage 2. Het komt erop neer dat de hydrologische voorwaarden voor een voorspoedige ontwikkeling van een hoogveenvegetatie afhangen van de hellingshoek van het terrein, de afstand tot de waterscheiding en het stromingspatroon. De grootte is een maat voor de natheid van een gebied. Hoe vlakker een gebied, dus hoe kleiner de hellingshoek, des te langzamer stroomt water af. Hoe groter de afstand tot de waterscheiding, des te groter is de toevoer van water. Of stroming zich concentreert dan wel straalsgewijs uitwaaiert, maakt ook verschil. De PAC heeft de dimensie lengte en wordt uitgedrukt in km (zie Bijlagen Hydrologie 2). Voor de Ierse hoogvenen geldt een kritische waarde van de PAC van 50 km. (Let wel: dat wil niet zeggen dat een hoogveen een doorsnede van 50 km zou moeten hebben.)

### 4.3.2 Kritische potentiële acrotelmcapaciteit in Nederland

Het concept is in eerste instantie ontwikkeld voor de Ierse Midlands. Voor Nederlandse omstandigheden zal de kritische PAC door de wat hogere verdamping, de iets lagere neerslag en wat frequenter en langduriger neerslagarme of neerslagloze perioden in de zomer waarschijnlijk iets hoger liggen dan in de Ierse Midlands: wellicht 60 km in plaats van 50 km. Nader onderzoek op dit punt is zinvol met het oog op de langere termijn van de hoogveenontwikkeling, maar lastig om in Nederland uit te voeren. Er zijn hier geen goede referentiegebieden, doordat alle hoogvenen sterk zijn vergraven. Gezien het verschil in langjarig gemiddelde van het verdampingsoverschot (=negatief neerslagoverschot) over het groeiseizoen tussen Noord- en Zuid-Nederland (Figuur 4.10) zal voor bijvoorbeeld het Peelgebied een wat hogere kritische waarde gelden dan voor Groningen en Drenthe.



**Figuur 4.10.** Langjarig gemiddeld potentieel neerslagoverschot 1 april t/m 30 september, gegevens KNMI (<http://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/geografische-overzichten/archief-neerslagoverschot>).

Figure 4.10. Long-term mean of the potential excess precipitation over 1<sup>st</sup> April to 30<sup>th</sup> September, data KNMI.

### 4.3.3 Het ruimtelijke verloop van de potentiële acrotelmcapaciteit

In Bijlagen Hydrologie 2 is bij wijze van voorbeeld gerekend aan een cirkelvormig veen dat op dwarsdoorsnede min of meer elliptisch is. Op de meeste min of meer ongerepte hoogvenen kan bij benadering een ellips worden vereffend, althans voor het middendeel. (Van der Schaaf 1999). Voor een ellips, gebaseerd op een gemiddeld veen in Noord-Duitsland volgens Eggelsmann (1967) blijkt de kritische waarde van de PAC van 50 km voor de Ierse Midlands pas vlak bij de rand te worden onderschreden. In werkelijkheid was die rand minder steil dan die op het uiteinde van de ellips, want die laatste is 90° en zulke steile veenranden kunnen grondmechanisch gezien niet bestaan. Dat geeft vertrouwen in het PAC-concept, hoewel het geen keihard bewijs is.

Bij hoogveenherstelprojecten in Nederland zal in de komende decennia of wellicht eeuw noch de opbouw van steile veenranden, noch zijdelingse uitbreiding aan de orde zijn. Het kan echter in voorkomende gevallen zinvol zijn, er voor een verdere toekomst rekening mee te houden. Bij compartimentering binnen hoogveenrestanten is het nu al aan te bevelen, hiermee rekening te houden door de compartimentsgrootte en -hoogteverschillen tussen compartimenten te baseren op het toekomstige beeld dat ontstaat als compartimenten volgroeien tot over hun dammen.

Men kan er echter ook voor kiezen, binnen grotere compartimenten een zo vlak mogelijke situatie te creëren, waarmee de vermoedelijk geschikte PAC wordt behaald of overschreden. Als zich drijftillen vormen, is dat daarbinnen altijd het geval. Als die drijftillen de ondergrond bereiken kunnen ze zich met verdere hoogtegroeï binnen het compartiment ook zijdelings uitbreiden. Dan doet de zelfregulering naar verwachting het verdere werk. Zodra de compartimentsdammen met een acrotelm overgroeï raken, zal zich dan wel de vraag aandienen of en zo ja hoe dit proces verder moet worden aangestuurd.

## 4.4 Verticale beweging van het veenoppervlak

### 4.4.1 Inklinking

#### Het inlinkingsproces

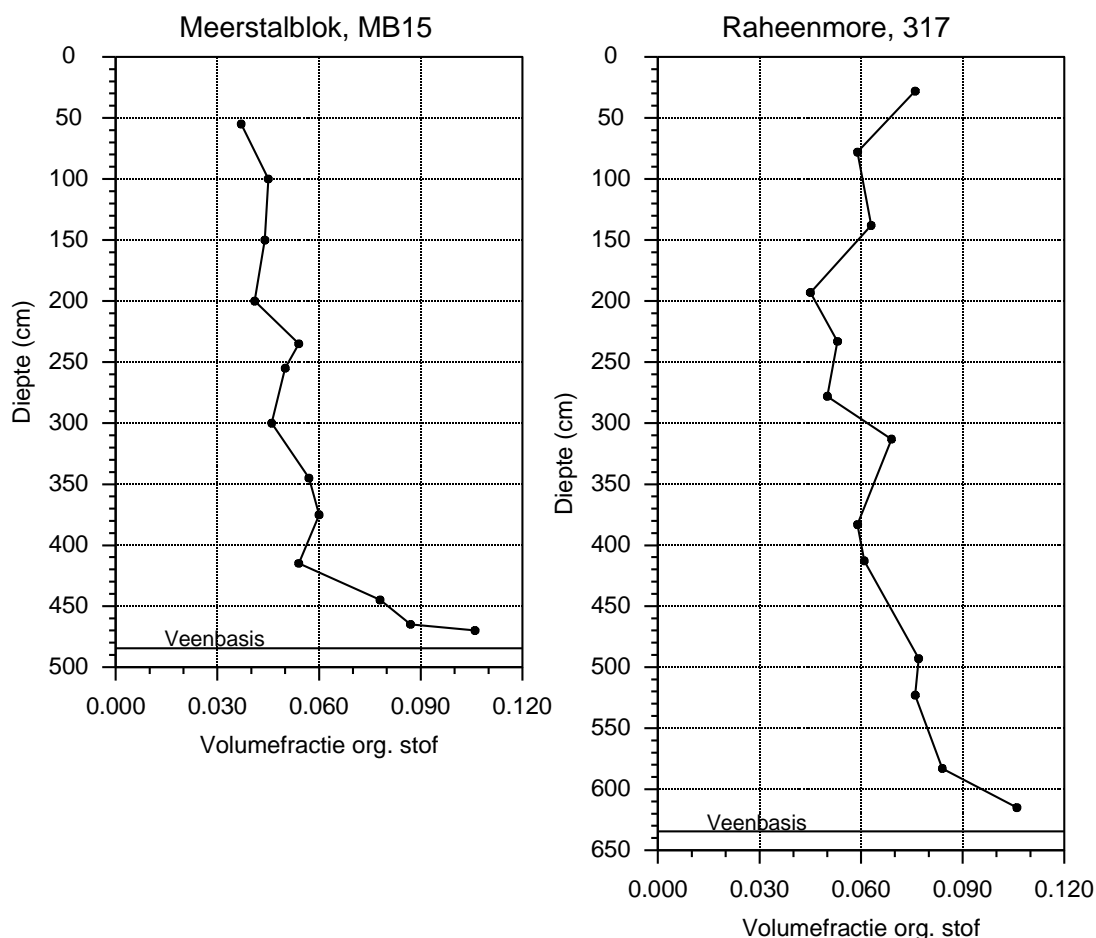
De volumefractie poriën van met hoogveen in natuurlijke ligging bedraagt gemiddeld ongeveer 96%. De volumefractie vaste stof is dan dus ongeveer 4%. De vaste stof is in tegenstelling tot zand niet vrijwel vormvast, maar flexibel. De poriën zijn met uitzondering van de acrotelm, permanent gevuld met water, kleine hoeveelheden gas zoals methaan niet meegerekend. Ontwatering van veen leidt daardoor tot volumevermindering die zich uit in zakking van het veenoppervlak. Daarbij neemt de fractie poriën af en bijgevolg die van vaste stof toe. Zakking is grotendeels onomkeerbaar. Ontwatering leidt dus tot een niet te herstellen zakking van het veenoppervlak.

Het proces laat zich als volgt beschrijven. De totale spanning op een bodemmatrix, de grondspanning, is de som van matrix- en waterspanning. Voor het woord 'spanning' mag men voor het gemak ook 'druk' lezen, maar in de grondmechanica is het woord 'spanning' ingeburgerd. De term 'matrixspanning' is identiek aan 'korrelspanning', een in de grondmechanica gebruikelijke term die in verband met veen wat onnatuurlijk overkomt. Als de waterstand in het veen daalt, daalt ook de waterspanning in de poriën. De matrixspanning blijft dezelfde. In een flexibele matrix als die van veen leidt dit tot afname van het poriënvolume, doordat vooral de grootste poriën door de verminderde tegendruk van het water onder de matrixspanning kleiner worden of bezwijken. Dat het vooral om de grootste poriën gaat, valt in te zien door een analogie met de bouwtechniek: kleine bogen of gewelven zijn sterker dan grote die van hetzelfde materiaal zijn gemaakt. Omdat de bij dit proces optredende krachten hoofdzakelijk verticaal zijn, uit zich het effect in een daling van het veenoppervlak en niet in scheuren. Uitzondering is veen nabij een afgestoken veenrand. Dan kunnen scheuren optreden doordat ook horizontale krachten aanwezig zijn.

#### Inklinking door ontwatering en door waterverlies aan de veenbasis

In Noord Duitse hoogvenen kan de inklinking door ontwatering, afhankelijk van de oorspronkelijke volumefractie aan poriën, tot ongeveer de helft van de oorspronkelijke veendikte bedragen (Uhden 1960). Uit een door Eggelsmann (1990) gepresenteerde grafiek valt af te leiden dat het voor de meeste voor landbouwkundig gebruik ontwaterde venen in Noord Duitsland om ruim een derde van de veendikte gaat. Hoe compacter het oorspronkelijke veen, des te kleiner is bij overigens gelijke omstandigheden volgens beide auteurs de inklinking. Dat duidt op een mindere gevoeligheid van veen voor verdere inklinking naarmate het proces verder is voortgeschreden. Gezien het hierboven beschreven proces, waarbij de grote poriën het het gemakkelijkst begeven en de sterkere kleine overblijven, is dat ook te verwachten. Een extreem geval is de inklinking van Clara Bog (Co. Offaly, Ierland) aan weerskanten van de weg die er in het begin van de 19<sup>e</sup> eeuw dwars overheen is gelegd, samen met een aantal evenwijdige sloten, bedoeld om de weg droog te houden. De inklinking daar kan tot ongeveer 10 m zijn geweest bij een veenpakket dat waarschijnlijk ooit tot 14 m dik was (Van der Schaaf 2002).

Het maakt verschil of inklinking te wijten is aan ontwatering aan de oppervlakte of aan waterverlies aan de veenbasis. In het eerste geval zal de krimp van het veenvolume vooral bovenin het veen plaatsvinden. Bij inklinking als gevolg van begreppeling daalt de ontwateringsbasis aan de bovenkant van het veen met het veenoppervlak mee en gaat het proces van inklinking, zij het met afnemende snelheid, door. Bij waterverlies via de veenbasis zal de krimp vooral onderin het veenpakket optreden. Alvorens we op dit laatste verder ingaan, eerst twee voorbeelden van inklinking als gevolg van krimp onderin en boven in het veenprofiel. Ze staan in Figuur 4.11.



**Figuur 4.11. Dichtheidsprofielen van Meerstalblok (MB 15, circa 200 m vanaf de noordrand) en Raheenmore Bog (punt 317, ongeveer 30 m vanaf de zuidrand). MB15 toont vooral een effect van waterverlies via de veenbasis, 317 van zowel waterverlies aan het oppervlak door**



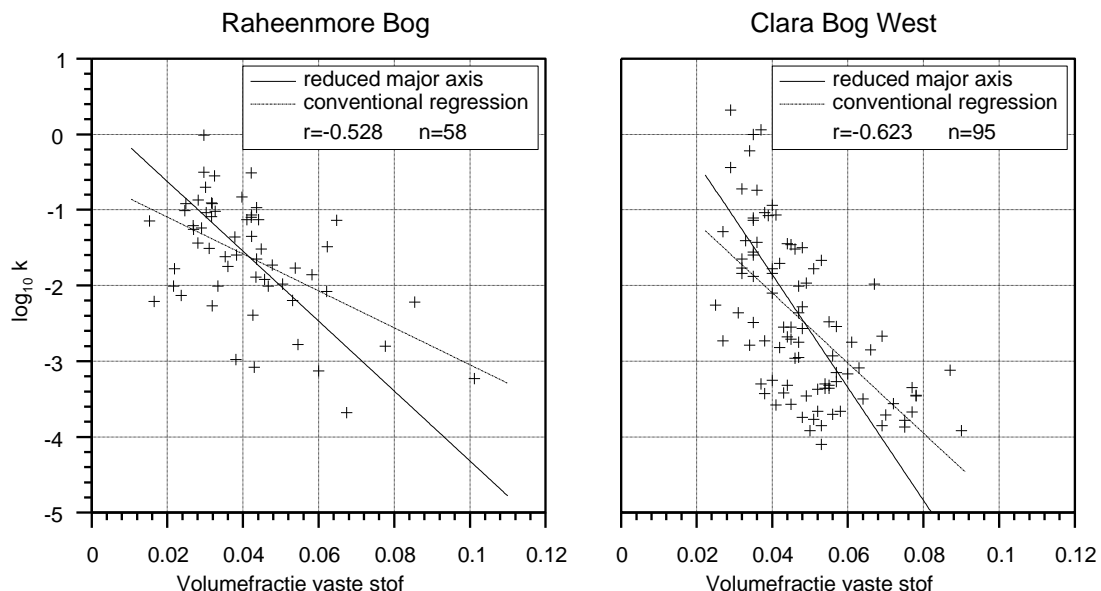
de helling als aan de veenbasis. In beide profielen is ook in het midden de volumefractie vaste stof vrij hoog, een teken dat enige krimp over het hele profiel is opgetreden.

Figure 4.11 Density profiles of Meerstalblok (MB15, about 200 m from the northern margin) and Raheenmore Bog (point 317, about 30 m from the southern margin). Vertical axis: depth in cm, horizontal axis: volume fraction of organic matter). MB15 mainly shows the effect of water loss through the bottom of the peat body, 317 shows effects of both water loss at the surface as a result of the slope and water loss through the peat bottom. In both profiles the volume fraction of organic matter is also rather high in the central part of the profile. This indicates that some shrinkage has occurred over the entire profile.

Het linkerprofiel (MB15) ligt in het Meerstalblok, ongeveer 200 m vanaf de noordrand en vertoont vooral effect van waterverlies via de veenbasis. Het rechterprofiel ligt in Raheenmore Bog, Ierland (punt 317) op ongeveer 30 m vanaf de zuidrand, waarlangs enig veen is afgegraven en waar het veenoppervlak afhelt naar de rand. Er is zowel een effect van waterverlies via de veenbasis als aan het oppervlak te zien. Dat laatste is een gevolg van de door afgraving ontstane randhelling.

Krimp van veen leidt altijd tot vermindering van doorlatendheid, doordat de grootste poriën het eerst verdwijnen. Om een indruk te krijgen: voor een vermindering van de poriënfraction van 0,97 naar 0,94 wordt het volume van het veen gehalveerd. Omdat de hoeveelheid vaste stof gelijk blijft, betekent dit iets meer dan een halvering van het totale poriënvolume.

Volgens de wet van Poiseuille is de doorlatendheid van een medium met uniforme poriën evenredig met het kwadraat van de poriëndiameter. Omdat bij krimp vooral de grotere poriën verdwijnen, is de vermindering van de doorlatendheid veel groter dan op het eerste gezicht de volumevermindering en de wet van Poiseuille samen suggereren. In Clara Bog en Raheenmore Bog werd voor een verandering van de poriënfraction van 0,97 naar 0,94, dus een volumevermindering met een factor 2, een vermindering van de doorlatendheid voor water met een factor 10-100 gevonden (Van der Schaaf 1999). Figuur 4.12 toont grafieken met originele cijfers, maar met de volumefractie vaste stof in plaats van de volumefractie poriën op de horizontale as. Poriënfraction is gelijk aan  $1 - \text{volumefractie vaste stof}$ .

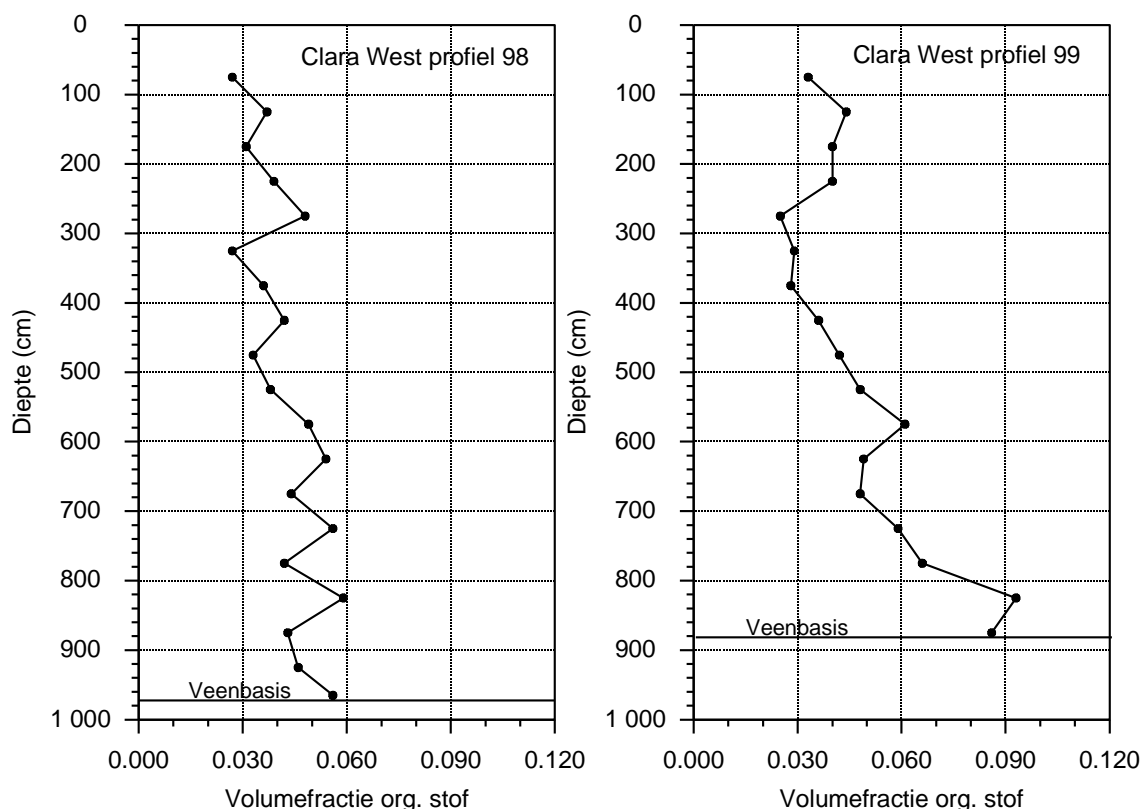


**Figuur 4.12. Experimenteel gevonden relatie tussen volumefractie organische stof in veen en de logaritme van de doorlatendheid  $k$  in m/dag in twee Ierse hoogvenen. De toegepaste statistische techniek ("reduced major axis", getrokken lijn) houdt in tegenstelling tot wat gebruikelijk is (streep-stip lijn), rekening met onzekerheid bij beide grootheden en is daardoor waarschijnlijk het betrouwbaarst (Van der Schaaf 1999).**

Figure 4.12. Experimentally determined relationship of volume fraction of organic matter in peat and the logarithm of hydraulic conductivity  $k$  in m/day for two Irish raised bogs. The applied statistical technique is the method of "reduced major axis", which, contrary to classic regression, takes uncertainty of both quantities into account and hence is probably the most reliable of the two (Van der Schaaf 1999).

Nederlandse hoogvenen met een zandondergrond hadden in hun natuurlijke staat op de overgang van veen naar het onderliggende zand een slecht doorlatende laag organisch materiaal die naar beneden overgaat in humeus zand en naar boven in veen. De laag staat bekend onder de naam *gliedelaag* of kortweg *gliede*. Door zijn geringe doorlatendheid beperkt een gliedelaag wegzijging uit een hoogveen naar de omgeving. Het veen vlak boven de gliedelaag is vaak sterk ingeklonken waardoor de doorlatendheid ervan eveneens laag is. Dit onderste veen vormt dan met de gliedelaag een doorgaans effectieve barrière tegen wegzijging.

De weerstand van de onderste laag, gliede plus het diepste veen, is vooral afhankelijk van de samenstelling van de minerale ondergrond en het verschil in stijghoogte boven en onder de laag. Een weerstandbiedende kleilaag direct onder het veen beperkt de inklinking van het onderste veen, waardoor het minder inklinkt en dus doorlatender blijft dan wanneer het veen direct op zand of een ander betrekkelijk doorlatend materiaal ligt. Een voorbeeld uit Ierland geeft Figuur 4.13.



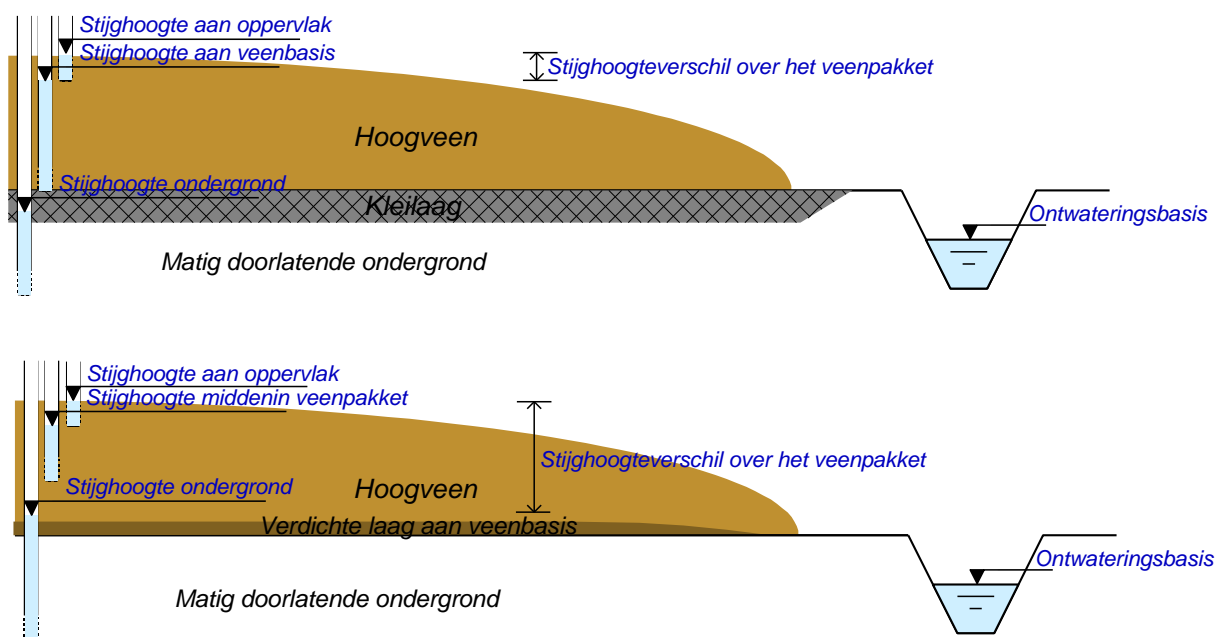
**Figuur 4.13. Dichtheidsprofielen 98 en 99, bemonsterd op Clara Bog West. Profiel 98 ligt op slecht doorlatende glaciale lacustriene klei, profiel 99 op grondmoraine. De horizontale afstand tussen de punten bedraagt ongeveer 225 m.**

**Figure 4.13. Density profiles (depth in cm against volume fraction of organic matter) 98 and 99, sampled on Clara Bog West. Profile 98 lies on top of an almost impervious glacio-lacustrine clay, profile 99 on glacial till. The horizontal distance between both point is approximately 225 m.**

Het linker profiel ligt op een zeer slecht doorlatende lacustriene klei die aan het eind van de laatste ijstijd is gevormd op de bodem van een smeltwatermeer in het bekken waarin zich later Clara Bog vormde. De weinige ongeroerde monsters die van de klei zijn gestoken, hadden een extreem lage verticale doorlatendheid van  $7 \cdot 10^{-5}$  tot  $1 \cdot 10^{-4} \text{ md}^{-1}$  (Rodgers 1993). Ter plaatse van meetpunt 98 is de klei tot 2 m dik (Warren *et al.* 2002). Dat impliceert een

verticale weerstand die kan oplopen 20.000-25.000 dagen<sup>1</sup>. Het rechter profiel ligt op grondmorainemateriaal. De samenstelling van het grondmorainemateriaal varieert ruimtelijk sterk. De doorlatendheid ligt naar schatting enkele orden van grootte boven die van de klei. Het gaat om kleilig tot fijnzandig materiaal met veel grove bestanddelen (Warren *et al.* 2002).

De verklaring voor het verschil in dichtheid in de onderste delen van de profielen 98 en 99 is de volgende (zie ook Figuur 4.14). De stijghoogte in de minerale ondergrond onmiddellijk onder de veenbasis wordt bepaald door de hoogte van de veenwaterspiegel, de ontwateringsbasis die gelijk is aan het waterpeil in waterlopen in de onmiddellijke omgeving van het veen, de stromingsweerstand van het veen zelf en de stromingsweerstand tussen veenbasis en ontwateringsbasis. De stijghoogte aan de bovenkant van het hoogveen is ongeveer gelijk aan de hoogte van het veenoppervlak. Die is in een hoogveen per definitie hoger dan de ontwateringsbasis. De ontwateringsbasis is een gemiddelde van de waterstanden in de waterlopen in de nabije omgeving van het veen. Als gevolg van het verschil in stijghoogte is er een flux van het hoogveen naar de waterlopen. In het veen is die neerwaarts. Het grootste verschil in stijghoogte vinden we over het deel van het stromingstraject met de hoogste weerstand. Wordt die weerstand gevormd door een slecht doorlatende kleilaag onmiddellijk onder de veenbasis, dan is daardoor het stijghoogteverschil over het veen relatief klein. Aan de veenbasis is de matrixspanning dan weinig groter dan de waterspanning. Daardoor zal de inklinking aan de veenbasis relatief gering zijn.



**Figuur 4.14. Geschematiseerde stijghoogten in en onder een hoogveen bij aanwezigheid van een weinig doorlatende kleilaag direct onder de veenbasis (boven) en afwezigheid daarvan, maar met een natuurlijke verdichte laag aan de veenbasis.**

Figure 4.14. Schematised piezometric levels in and below a raised bog in the presence of a clay layer immediately below the peat body (picture above) and in the absence of such a layer (picture below). 'Stijghoogteverschil' means 'difference in piezometric level'.

Ontbreekt aan de veenbasis een weerstandbiedende laag en ligt er een vrij goed doorlatend (zand)pakket onder, dan zal het veen zelf al een substantiële, zo niet de grootste weerstand in het totale stromingstraject zijn. Dan wordt de stijghoogte aan de veenbasis laag en is de inklinking aan de basis groot. Zo vormt zich van nature een dichte slecht doorlatende laag onderin het veen zelf.

<sup>1</sup> De verticale weerstand van een weerstandbiedende laag is dikte gedeeld door doorlatendheid. De dimensie is tijd en de gebruikelijke eenheid is de dag (etmaal); zie ook 4.1.3.

Dat betekent dat een hoogveen aan zijn basis het waterverlies naar de omgeving op natuurlijke wijze reduceert door middel van inklinking en de daarmee gepaard gaande lage doorlatendheid. Ook deze zelfafdichting is een vorm van natuurlijke zelfregulering. Nederlandse hoogvenen liggen meestal op een matig doorlatende zandondergrond. Dan vindt men, als het onderste veen niet is vergraven, zonder uitzondering een dergelijke verdichte laag, inclusief de gliede aan de veenbasis die de wegzijging uit het veen reduceert tot minimale waarden. Een uitzondering vormen hoogvenen die alleen uit witveen bestaan, zoals het Fochteloërveen. Witveen is beter doorlatend dan zwartveen. Daardoor zal aan de basis van een hoogveen dat alleen uit witveen bestaat, de verticale weerstand in het onderste veen beduidend lager liggen dan wanneer de basis uit zwartveen bestaat.

Horizontale doorlatendheden van het dichte onderste veen zijn in een tweetal Nederlandse venen gemeten, het Engbertsdijsveen en het Meerstalblok. In het Engbertsdijsveen werden waarden gevonden van  $1 \cdot 10^{-5}$  tot  $4 \cdot 10^{-5} \text{ m d}^{-1}$ , in het Meerstalblok lagen ze tussen  $2 \cdot 10^{-5}$  en  $9 \cdot 10^{-5} \text{ m d}^{-1}$  (Van der Schaaf 2011). Deze waarden liggen daarmee in ongeveer dezelfde orde van grootte als de verticale doorlatendheden van de lacustriene klei onder Clara Bog. Een Nederlands voorbeeld van een veen op een zeer dik pakket klei is het Haaksbergerveen. Weliswaar ligt tussen klei en veenbasis in een deel van het gebied een dun pakket dekzand (Streefkerk *et al.* 1997), maar dat is door de beperkte dikte en de geringe doorlatendheid niet genoeg voor een substantiële hydrologische wisselwerking met de naaste omgeving.

#### Dunne veenpakketten

In gebieden waar dun restveen ligt –om de gedachten te bepalen: een meter of minder- en waar de veenbasis langdurig is ingedroogd, is het systeem van zelfafdichting aan de onderkant verstoord. Men vindt daar nabij de veenbasis geen sterk weerstandbiedende laag, tenzij de minerale ondergrond die laag vormt, zoals in grote delen van het Haaksbergerveen. Greppels en veenputten die tot op de minerale ondergrond zijn uitgegraven, geven een vergelijkbaar effect. Verticale weerstanden liggen in zulke gebieden afhankelijk van de restveendikte meestal in de orde van enkele honderden tot circa 1000 dagen.

#### Inklinking en topografie van het veenoppervlak

Ongelijke inklinking kan gevolgen hebben voor de topografie van het veenoppervlak. Dit kan gevolgen hebben voor de potentiële acrotelmcapaciteit, doordat de terreinhelling en de ligging van de waterscheiding, c.q. het hoogste punt van een veen, erdoor kunnen veranderen. Een goed voorbeeld is Raheenmore Bog in Ierland. Daar is de oostzijde ingeklonken als gevolg van een vermoedelijk in de 19<sup>e</sup> eeuw uitgevoerde begreppeling op een deel van het veen. Daardoor heeft zich het hoogste punt naar het westen verplaatst. Nu de greppels in 1996 afdoende zijn geblokkeerd, ontvangt het ingeklonken oostelijke deel voldoende water voor een effectieve regeneratie. Het westelijk deel ontvangt echter minder water en de veenmosgroei komt daar veel moeizamer op gang (Van der Schaaf *et al.* 2010). Omdat de grotere resthoogvenen in Nederland al een aanzienlijke inklinking hebben ondergaan, zullen dergelijke effecten meestal minder extreem zijn dan in minder gedegenereerde hoogvenen elders in de wereld. Desondanks kan men er bij maatregelen in of nabij diepere veenrestanten, om de gedachten te bepalen: met een dikte van 1 m of meer, maar beter op bedacht zijn.

### **4.4.2 Mooratmung en veengroei**

#### Mooratmung en natuurlijke inklinking

Seizoensfluctuaties van de waterspiegel in hoogveen leiden tot oppervlakedalingen die zich wel weer voor een belangrijk deel –maar meestal niet helemaal- herstellen. Het verschijnsel staat ook internationaal bekend onder de Duitse term *Mooratmung*. In een functionerend hoogveen wordt de oppervlakedaling door een seizoen Mooratmung gemiddeld ruim gecompenseerd door nieuwvorming van veenmateriaal. Vooral na een droge zomer kan er

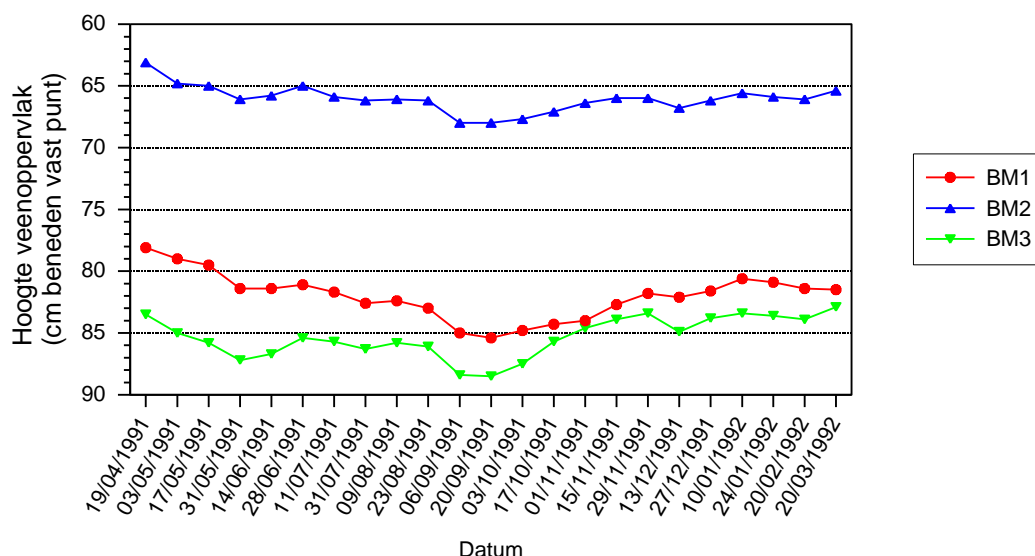
een restdaling van enkele cm overblijven. Gedurende het Iers-Nederlandse veenproject is Mooratmung gemeten op een aantal vaste punten, bedoeld voor het regelmatig opnieuw waterpassen van peilbuizen, omdat de referentiehoogte daarvan ook door Mooratmung werd beïnvloed. De vaste punten bestonden uit een stalen pijp die in de vaste minerale ondergrond was geslagen met een vierkant tafeltje erop. Op het veenoppervlak lag een stalen voetplaat van dezelfde afmetingen als het tafeltje met een gat voor de pijp in het midden. De voetplaat kon zo langs de pijp op en neer bewegen. De hoogte ervan werd ten opzichte van de vier hoekpunten van het tafeltje gemeten, zodat elke waarneming van de hoogte van het oppervlak het gemiddelde van vier metingen was (Figuur 4.15).

Op Raheenmore Bog zijn de metingen gedurende 1 jaar (1991-92) met een frequentie van ongeveer twee keer per maand gedaan, daarna incidenteel. De laatste waarneming dateert van juni 2014. Op het oostelijk deel van Clara Bog was de intensieve meetperiode korter, maar de incidentele waarnemingen zijn ook hier doorgegaan tot juni 2014. Uit de Ierse gegevens is dus maar één vrijwel volledig jaar aan gegevens over Mooratmung beschikbaar van één hoogveen, Raheenmore Bog. In Figuur 4.16 is de *Mooratmung* gedurende één jaar, 1991-92, op drie punten op Raheenmore Bog (Ierland) weergegeven.



**Figuur 4.15. Vast punt voor waterpassing van peilbuizen op Raheenmore Bog, tevens gebruikt voor het meten van Mooratmung (BM3 in Figuur 4.16 en Tabel 4.1) De manchet van de voetplaat om de stalen pijp is duidelijk te zien.**

Figure 4.15. Levelling benchmark for dip wells on Raheenmore Bog, which was also used to measure 'Mooratmung' (BM3 in Figure 4.16 and Table 4.1). The sleeve tube of the bottom plate is clearly visible.



**Figuur 4.16. Moortmung gedurende een jaar op drie plaatsen op Raheenmore Bog (Ierland). BM1 lag in het midden van het veen, BM3 op tien meter van de noordostrand en BM2 er tussenin. Elk meetpunt had een eigen in de minerale ondergrond verankerde hoogterefentie. De hoogten in de grafiek zeggen dus niets over hoogteverschillen tussen de meetpunten.**

**Figure 4.16. 'Moortmung' during a year on three spots on Raheenmore Bog (Ireland).**  
**Vertical axis: height of the benchmark table above the bog surface in cm. BM1 was installed in the central part of the bog, BM3 at 10 m from the northeastern margin and BM2 in between. All sites had their own level reference, anchored in the mineral subsoil. Hence the levels in the graph have no meaning as to differences in level between the sites.**

BM1 en BM2 geven aan het eind van dat jaar een lager niveau dan aan het begin. Op punt BM3 dat aan de rand van het veen ligt, is dat niet het geval. Daar had al een aanzienlijke inklinking plaatsgevonden onder invloed van een oude begreppeling, vermoedelijk uit de 19<sup>e</sup> eeuw. Daar zullen vrijwel zeker de grotere poriën uit het oorspronkelijke veen 'op' zijn geweest. De Moortmung op BM3 beantwoordt daarom vermoedelijk op dit punt het best aan die in Nederlandse hoogveenrestanten. De fluctuaties bedragen alle drie ongeveer 5 cm en bereiken hun laagste punt in september 1991. De grafieken zijn niet beïnvloed door nieuwgevormd veen, omdat het veenoppervlak van begin 1991 gemarkeerd was met een metalen plaat die met de *Moortmung* op en neer bewoog. Omdat de zomer van 1991 in de Ierse Midlands relatief droog was, zal de gemiddelde Moortmung in Raheenmore Bog kleiner zijn dan in Figuur 4.16 weergegeven. Met Moortmung moet men rekening houden als in een reservaat met dik veenpakket zakking moet worden bepaald. Incidentele metingen zijn dan niet genoeg; men heeft meetreeksen van enkele jaren nodig.

Uit de incidentele metingen van 1991-2014 is weliswaar geen Moortmung te reconstrueren, maar is wel een indruk te krijgen van de inklinking in de loop van de jaren. Omdat in 1996 herstelwerkzaamheden zijn uitgevoerd, moet een onderscheid worden gemaakt tussen gegevens van 1996 en eerder en van 1997 en daarna. De herstelwerkzaamheden omvatten voor Clara Bog East het blokkeren van talloze ontwateringsgreppels uit 1983-84 met een onderlinge afstand van 18-20 m. De greppels waren al provisorisch, maar onvoldoende geblokkeerd in 1987-88. Op Raheenmore Bog ging het om een kleiner aantal oude greppels, vermoedelijk uit de 19<sup>e</sup> eeuw<sup>2</sup>.

<sup>2</sup> In het noorden van Raheenmore Bog is in 1996 een 150 m lange veendam aangelegd langs een vrij recente afgraving; enkele andere veendammen zijn kort na aanleg bezweken. De afstand tot de hier genoemde meetpunten was 500 m of meer, zodat de invloed van de dammen op de meetpunten vermoedelijk verwaarloosbaar was.



**Tabel 4.1. Zakking van het veenoppervlak in cm op drie plaatsen op Raheenmore Bog in cm ten opzichte van 19 april 1991. Nieuwvorming van veen is buiten beschouwing. In 1996 zijn herstelwerkzaamheden uitgevoerd in de vorm van blokkeren van greppels en de bouw van een dam langs een vrij recente afgraving aan de noordrand. Data: ongepubliceerde gegevens Sake van der Schaaf.**

Table 4.1. Subsidence of the bog surface in cm relative to 19<sup>th</sup> April 1991 at three sites on Raheenmore Bog. Newly formed peat is not included. BM1 was installed in the central part of the bog ('midden'), BM3 at 10 m from the margin ('rand') and BM2 in between ('helling n. rand'). In 1996 drains were blocked and a dam was built along a recent cutaway zone on the northern margin. 'Gem per jaar' = annual mean. Unpublished data Sake van der Schaaf.

Datum	BM1 (midden)	BM2 (helling n. rand)	BM3 (rand)
19 april 1991	0,0	0,0	0,0
20 maart 1992	3,4	2,3	-0,6
16 januari 1996	9,7	5,6	1,8
15 december 1997	9,9	3,6	-1,7
28 juli 1999	11,9	3,5	-1,3
25 november 2004	15,3	4,8	0,1
9 juni 2014	21,0	2,8	3,2
Gem. per jaar 1991-96	1,9	1,1	0,4
Gem. per jaar 1996-2014	0,6	-0,2	0,1

De invloed van de herstelmaatregelen lijkt duidelijk uit de cijfers van Tabel 1 naar voren te komen: de daling van het veenoppervlak na 1996 is in het midden van het veen duidelijk afgenomen en meer naar de randen, waar de grootste inklinking had plaatsgevonden, zelfs volledig gestopt. Voor Clara Bog West is een dergelijke tabel niet te maken, omdat daar als gevolg van voortdurende afgraving langs de rand in de loop van de periode een dusdanige inklinking heeft plaatsgevonden dat uit de gegevens geen zinvolle conclusies ten aanzien van natuurlijke zakking kunnen worden getrokken. Voor Clara Bog East is dat wel het geval, eveneens voor drie punten, BMA, BMB en BMC. Deze plekken zijn bij de start van het project in 1989 als nat, vrij nat en vrij droog beoordeeld. Na uitvoering van de herstelwerkzaamheden van 1996 leek BMB natter dan BMA, terwijl BMC nog steeds vrij droog lag. Dat was ook de situatie in 2014 toen de meetpunten voor het laatst werden bezocht.

De zakking op BMA en BMB over de totale meetperiode is verwaarloosbaar klein. Uitschieter is BMC met een totale zakking van 11 cm, maar over een periode van 23 jaar is dat niet heel veel. Het blokkeren van de greppels lijkt hier niet veel effect te hebben gehad. Vooral bij BMB lijkt een duidelijk positief effect merkbaar met zelfs een stijging van het veenoppervlak. Bij BMA is de zakking met 5,5 cm in 23 jaar heel beperkt. Uit Tabel 4.1 en Tabel 4.2 komt geen samenhangend beeld van een natuurlijke zakking naar voren. Clara Bog East is in de loop van ruim anderhalve eeuw al vrij sterk ingeklonken als gevolg van de aanleg van de weg met bijbehorende afwateringssloten dwars over Clara Bog. Dat kan de relatief geringe zakking van BMA en BMB verklaren. Wellicht is het punt dat de natuurlijke zakking het meest benadert BM1 op Raheenmore Bog waar geen rechtstreekse verstoring door ontwatering is opgetreden. Door het ontbreken van vergelijkbare meetpunten is dat echter niet te verifiëren.

**Tabel 4.2. Zakking van het veenoppervlak op drie plaatsen op Clara Bog East in cm ten opzichte van 15 mei 1991. Nieuwvorming van veen is buiten beschouwing. In 1996 zijn herstelwerkzaamheden uitgevoerd in de vorm van blokkeren van talrijke ontwateringsgreppels. Data: ongepubliceerde gegevens Sake van der Schaaf.**

Table 4.2. Subsidence of the bog surface in cm relative to 15<sup>th</sup> May 1991 at three sites on Clara Bog East. Newly formed peat is not included. In 1996 a huge number of drains were blocked. 'Gem per jaar' = annual mean. Unpublished data Sake van der Schaaf.

Datum	BMA	BMB	BMC
15 mei 1991	0,0	0,0	0,0
17 november 1992	0,0	0,6	1,0

17 januari 1996	1,9	-1,0	4,8
10 december 1997	0,3	-5,3	2,8
26 juli 1999	0,1	-6,7	4,3
28 november 2004	4,2	-0,7	7,3
9 juni 2014	5,5	1,7	11,2
Gem. per jaar 1991-96	0,4	-0,2	1,0
Gem. per jaar 1996-2014	0,2	0,2	0,4

#### Ontwikkeling van nieuw veenmateriaal

De vuistregel voor netto hoogveengroei in gematigde klimaatgebieden is ongeveer 1-1,5 mm per jaar (Masing 1997). Toch zien we vaak dat veenmos, vooral als het om bultvormers gaat, per jaar tot enkele centimeters nieuw materiaal kan vormen. De vraag is, hoe dit met elkaar te rijmen valt.

De processen die deze ogenschijnlijk razendsnelle groei met ongeveer een orde van grootte reduceren, zijn inklinking en afbraak. In een jonge veenmoslaag ligt de fractie poriën, inclusief de lucht tussen de veenmosresten, op ongeveer 0,98-0,99. Deze waarde is gebaseerd op data aangaande subcapitulaire *bulk density* in Robroek *et al.* (2007), omgerekend op basis van een volumieke massa van water- en luchtvrij veenmosmateriaal van 1,4 g cm<sup>-3</sup>. Inklinking tot een porëfractie van 0,96-0,97 betekent een volumereductie met ongeveer een factor 2. Daarmee worden centimeters per jaar echter geen millimeters per jaar.

Afbraak moet dus voor de rest van de volumevermindering zorgen. We gaan uit van een factor 5. Zolang *Sphagnum*resten regelmatig boven de waterspiegel en daarmee onder aërobe omstandigheden verkeren, wordt jaarlijks een substantieel deel van het materiaal afgebroken. Als van 1 cm veenmosrest 2 mm moet overblijven in een periode van grofweg 30-35 jaar, is een afbraak met 5% per jaar van de resterende hoeveelheid materiaal nodig. Dat komt vrij goed overeen met cijfers van bijvoorbeeld Clymo (1984) en Hogg (1993). In werkelijkheid zal de afbraaksnelheid in het begin groter zijn en geleidelijk afnemen tot een zeer lage waarde. Daarvoor zijn twee oorzaken: het best afbreekbare materiaal verdwijnt het eerst en naarmate het resterende materiaal ouder wordt en de veengroei doorgaat, zal het minder frequent met zuurstof in contact komen, waardoor de afbraak per jaar gemiddeld ook kleiner wordt. Bij het effect van het afbraakproces in de acrotelm komt natuurlijk de geleidelijke inklinking van veenlichaam zelf. Zodra veenmateriaal permanent onder de waterspiegel ligt, is de afbraaksnelheid met enkele orden van grootte teruggelopen (Clymo 1984).

De in Tabel 4.1 en Tabel 4.2 genoemde meetpunten in Clara en Raheenmore Bog boden de mogelijkheid, ook de veengroei ter plaatse van 1991-2014 te meten. De voetplaten van de meetpunten zijn geleidelijk overgroeid door veenmos en andere hoogveenplanten. Dat gaf de mogelijkheid, de veengroei over circa 20 jaar vast te stellen. Dat is iets minder dan de periode waarin de meetpunten hebben gestaan, omdat de voetplaat eerst moest worden gekoloniseerd. Ook in dit geval zijn de twee meetpunten op Clara Bog West niet meegenomen, omdat de omstandigheden daar als gevolg van de extreme zetting in de loop van de tijd sterk zijn veranderd, één van de twee meetpunten vernield is en het andere blijkbaar een uitkijkpost voor (roof)vogels is geweest, waardoor de omstandigheden eronder erg eutroof lijken te zijn geworden. Tabel 4.3 geeft de dikte van nieuw gevormd materiaal – meest *Sphagna*- op de meetpunten van Raheenmore Bog, Tabel 4.4 die voor Clara Bog East.

**Tabel 4.3. Dikte moslaag en nieuw gevormd materiaal op de voetplaten van de meetpunten voor Mooratmung op Raheenmore Bog in cm ten opzichte van 19 april 1991. Data: ongepubliceerde gegevens Sake van der Schaaf.**

**Table 4.3. Depth of the moss layer and newly formed material on the surface plates of the measuring sites for 'Mooratmung' on Raheenmore Bog after 19<sup>th</sup> April 1991. Data: unpublished data Sake van der Schaaf.**

Datum	BM1 (midden)	BM2 (helling n. rand)	BM3 (rand)
-------	--------------	-----------------------	------------

19 april 1991	0	0	0
16 januari 1996	7	<1	6
15 december 1997	10	6	9
26 juli 1999	11	8	11
20 november 2004	18	12	13
9 juni 2014	31	18	25
Gem. per jaar (cm a <sup>-1</sup> )	1,3	0,8	1,1

**Tabel 4.4. Dikte moslaag en nieuw gevormd materiaal op de voetplaten van de meetpunten voor Mooratumung op Clara Bog East in cm ten opzichte van 15 mei 1991. Data: ongepubliceerde gegevens Sake van der Schaaf.**

**Table 4.4. Depth of the moss layer and newly formed material on the surface plates of the measuring sites for 'Mooratumung' on Clara Bog East after 15<sup>th</sup> May 1991. Data: unpublished data Sake van der Schaaf.**

Datum	BMA	BMB	BMC
15 mei 1991	0	0	0
17 januari 1996	12	6	0
26 juli 1999	23	14	2
28 november 2004	22	20	11
9 juni 2014	38	28	18
Gem. per jaar (cm a <sup>-1</sup> )	1,7	1,2	0,8

Uit de tabellen blijkt dat de netto veengroei gemiddeld ruim een cm per jaar is geweest, waarbij uiteraard het proces van afbraak en inklinking al aan de gang was. Aan de voet van BMA op Clara Bog East had zich een bult ontwikkeld met *S. magellanicum* en *S. papillosum*. Dat is in Tabel 4.4 terug te zien aan de dikte van de moslaag op de voetplaat.

**Soms wordt uit de gemiddelde netto veengroei van 1-1,5 mm/jaar afgeleid dat een acrotelm zich met eenzelfde snelheid ontwikkelt. Dat is onjuist, omdat de aanvankelijk gevormde laag jong materiaal veel dikker is en in de loop van decennia of eeuwen inklinkt. De hierboven gepresenteerde waarnemingen tonen aan dat de snelheid van acrotelmontwikkeling of -herstel onder gunstige omstandigheden, gerekend over twee decennia een orde van grootte hoger ligt dan de gemiddelde netto veengroei, gerekend over eeuwen.**



**Figuur 4.17.** Zicht vanaf een klein beekdalhoogveen in noord-Jutland op de smalle lagg met els en berk die mede wordt instandgehouden door de beek die aan twee kanten van het veen door de lagg stroomt. Het water in de beek wordt door een stuw benedenstrooms op peil gehouden; het veentje vertoont dan ook restverschijnselen van eerdere verdroging. Foto genomen van standpunt N56° 03,261', E12° 32,950' op 27 juni 2013.

Figure 4.17. View from a small brook valley bog in Northern Jylland (Denmark) towards the narrow lagg with alder and birch, which is kept alive mostly by the brook, which passes through the lagg on both sides of the bog. The water level is maintained by a weir downstream and the vegetation shows indications of a former dry stage. Picture taken from position N56° 03,261', E12° 32,950' on 27<sup>th</sup> June 2013.

## 4.1 Hydrologische interacties met de omgeving

### 4.1.1 De twee hoofdstromen

Hoewel hoogvenen voor hun watervoorziening uitsluitend afhankelijk zijn van neerslag, zijn er hydrologische relaties met de omgeving. De mechanismen zijn wegzijging en zijdelingse afstroming. In de waterbalans zijn het behalve verdamping de enige verliesposten. Ze houden elkaar dus in evenwicht: wat van het neerslagoverschot niet wegzijgt, stroomt zijdelings af en omgekeerd.

### 4.1.2 Zijdelingse afstroming

In een intact hoogveenlandschap komt de zijdelingse afstroming in de lagg terecht, waar dit water zich mengt met ander water, zoals kwelwater uit de minerale omgeving of water uit een (veen)rivier. In Nederland zijn laggs verdwenen. Figuur 4.17 toont een klein hoogveen met een lagg van maar enkele meters breed in Noord Jutland. In het geval van Figuur 4.17 is er aanvoer van mineraalrijk water via de beek. Het jonge glaciële landschap van Noord-Jutland dateert van de laatste ijstijd. Daarom zal het om relatief hoge natuurlijke mineraalgehalten gaan.

In het veel oudere landschap van Noord- en Oost-Nederland zijn die gehalten van nature lager. Daarbij komt dat in de naaste omgeving van verreweg de meeste hoogveenreservaten door ontwatering niet of nauwelijks menging van veenwater met oppervlaktewater kan

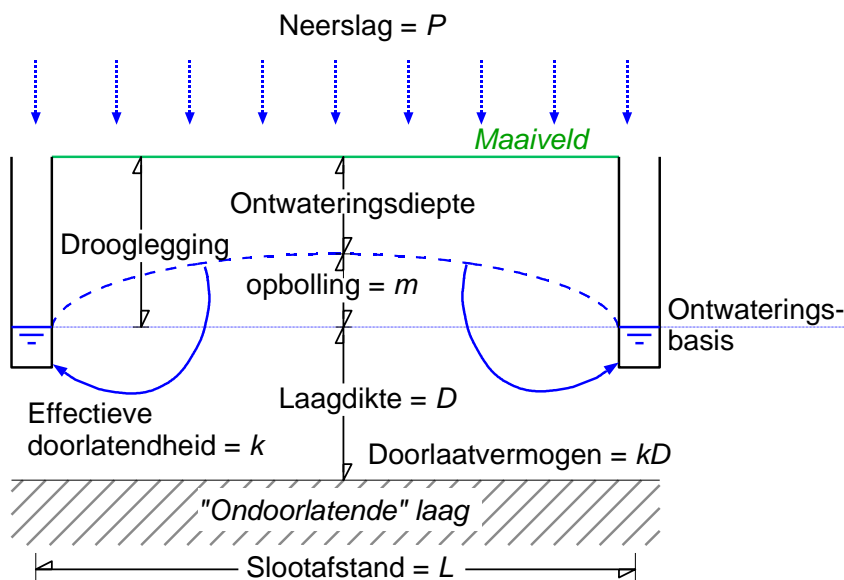
plaatsvinden. Als er al oppervlakte water is, dan is het doorgaans door bemesting te voedselrijk.

#### 4.1.3 Wegzijing

Zoals in 4.2.1 is aangegeven, is wegzijing in een niet of weinig verstoord hoogveen van weinig belang. Dat kan anders zijn als een gebied tot en met het onderste veen is uitgeveend en een eventuele gliedelaag is beschadigd of verdwenen. Als dan pogingen worden ondernomen om tot nieuwe (hoog)veengroei te komen, kan de afhankelijkheid van de grondwaterhuishouding in de omgeving groot zijn. Daar zal doorgaans de grondwaterspiegel als gevolg van kunstmatige ontwatering aanzienlijk lager zijn dan in de begintijd van de veenvorming die meestal kort na de laatste ijstijd (Weichselien) lag. Hydrologische afhankelijkheid van de omgeving kan voor de natuurbeheerder die te maken heeft met een hoogveendoelstelling een lastige hinderpaal zijn. Toename van wegzijing in een hoogveenreservaat leidt tot grotere seizoensfluctuaties van de waterstand. De hydrologische afhankelijkheid van de omgeving wordt bepaald door geohydrologische grootheden. Dat zijn:

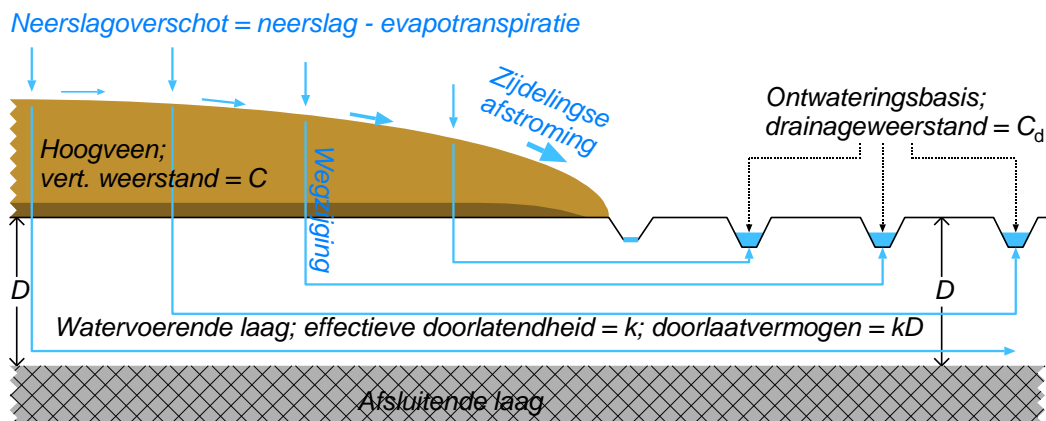
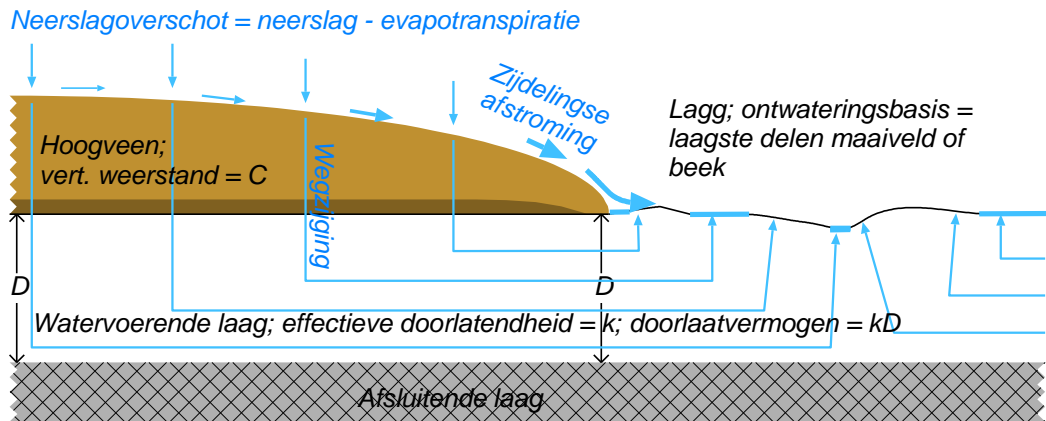
- 1) Het doorlaatvermogen van het onderliggende watervoerende pakket
- 2) De verticale weerstand aan of direct onder de veenbasis
- 3) De ontwateringsbasis (in Nederland meestal het slootpeil) van de omgeving
- 4) De drainageweerstand van de omgeving

Deze grootheden zijn nader omschreven in Bijlagen Hydrologie 1.



**Figuur 4.18. Enkele waterhuishoudkundige termen en bijbehorende symbolen geschematiseerd in beeld. De onderbroken gebogen blauwe lijn is de vorm van de waterspiegel; de twee blauwe getrokken krommen geven elk bij benadering een stroomlijn aan.**

Figure 4.18. Some hydrological terms and corresponding symbols pictured schematically. The dashed blue curve represents the shape of the water table, the two solid blue lines an approximate flow line. Neerslag=precipitation, Maaiveld=surface, Ontwateringsdiepte=depth to the groundwater table, Drooglegging=freeboard, Opbolling=convexity, Ontwateringsbasis=drainage base, Laagdikte = effective layer thickness below drainage base, Effectieve doorlatendheid=effective hydraulic conductivity, Doorlaatvermogen=transmissivity, Ondoorlatende laag=impervious layer, Slootafstand= drain distance.



**Figuur 4.19. Geschematiseerde beelden van een hoogveen in zijn omgeving. Het veen ligt op een watervoerend pakket dat aan de onderkant wordt begrensd door een afsluitende laag. Boven: in natuurlijke omgeving met lagg. Onder: in cultuurland.**

Figure 4.19. Schematised raised bog in its surroundings. The bog lies on top of an aquifer, which in turn lies on an impervious layer. Above: natural situation with lagg, below: in cultivated land. Neerslagoverschot=excees precipitation, Zijdelingse afstroming=lateral discharge, Wegzijging=exfiltration (downward seepage), Ontwateringsbasis=drainage base, Drainageweerstand= drainage resistance, Watervoerende laag=aquifer, doorlatendheid=hydraulic conductivity, doorlaatvermogen= transmissivity.

De ontwateringsbasis, ook wel drainagebasis genoemd, is de grondwaterstand die wordt bereikt na een droge periode en dan bij benadering overeenkomt met de waterstand in de ontwateringsmiddelen, het niveau van de drains of de bodem van waterlopen als die droogvallen (Gespreksgroep Hydrologische Terminologie 1986). Bij droogvallen van sloten kan de ontwateringsbasis ook overeenkomen met het waterpeil in verderaf gelegen open water. De ontwateringsbasis is een hoogte, meestal uitgedrukt in m ten opzichte van een referentiehoogte. Een aantal van deze termen is in beeld gebracht in Figuur 4.18.

De drainageweerstand is de stromingsweerstand naar drains of open water. Hoe die is gedefiniëerd en wordt berekend is uitgewerkt in Bijlagen Hydrologie 6. Sterk geschematiseerde beelden van een veenrand met een lagg en één in cultuurland zijn weergegeven in Figuur 4.19. Het bovenste beeld is dat van een min of meer natuurlijke situatie weer met kwel uit de minerale omgeving en een lagg. Het onderste beeld is dat van een hoogveen omringd door cultuurland. Tussen het in Figuur 4.19 weergegeven beeld van de verdwijning van een lagg en het totaal vergraven van hoogvenen gevolgd door ingebruikname als cultuurland, zoals heeft plaatsgevonden in de Groningse en Drentse veenkoloniën, liggen tal van varianten. Daarover gaat paragraaf 5.1.



## 4.2 Het concept van systeemgebonden afvoer

Systeemgebonden afvoer (*System linked discharge*) is een concept dat in een rapport van Staatsbosbeheer is voorgesteld door Streefkerk en Casparie (1989). Het is kort gezegd het minimale deel van het jaarlijkse neerslagoverschot dat zijdelings moet afstromen om

1. de hoge waterstand in hoogveen te handhaven,
2. de overmaat nutriënten uit te spoelen en
3. de zuurgraad op peil te houden.

Het concept is het resultaat van een eenvoudige rekensom:

- Ga uit van een gemiddelde jaarneerslag  $\geq 700$  mm (gebaseerd op Nederland en Noordwest Duitsland)
- Neem een gemiddelde jaarverdamping aan van 550 mm
- Ga uit van een gemiddelde wegzijging van 25-40 mm per jaar.
- De uitkomst van deze ietwat vereenvoudigde waterbalans is dan een minimaal benodigd gemiddeld neerslagoverschot van ongeveer 110 mm per jaar.

Een probleem met het concept van systeemgebonden afvoer is, dat het niet wetenschappelijk is getoetst. We wijden er mede daarom een korte beschouwing aan, geconcentreerd op de hiervoor genoemde punten, genummerd 1-3.

### 4.2.1 Handhaven van de hoge waterstand

Het gaat niet alleen om de hoge waterstand, maar ook om een kleine jaarlijkse fluctuatie ervan. Ook in het groeiseizoen moet de waterstand voldoende hoog blijven. De jaarlijkse grondwaterstandsfluctuatie in hoogvenen ligt nagenoeg overal ter wereld rond de 30 cm; in Atlantische hoogvenen nauwelijks minder dan in continentale. Vergelijk bijvoorbeeld de gegevens van Balyasova (1974) uit de vroegere USSR, die van Baden en Eggelsmann (1964) uit Noord-Duitsland, die van Ingram (1983) uit Schotland of die van Verry (1984) uit Minnesota. De gemeten fluctuaties in Ierse hoogvenen (hoofdstuk 4) zijn van dezelfde grootte. Aangezien het hier gaat om gebieden met aanzienlijke onderlinge verschillen in potentiële neerslagoverschot (gemeten neerslag minus potentiële verdamping), dringt de conclusie zich op dat waterstandsfluctuatie in hoogvenen daar blijkbaar weinig mee te maken heeft. Dat is alleen te verklaren uit verdampingsreductie als de waterstand dieper wegzakt dan circa 20 cm onder het veenoppervlak. Dit verschijnsel is al lange tijd bekend. Romanov bijvoorbeeld beschreef al in 1962 (Engelse vertaling: Romanov 1968) dat in het veen Lamminsuo op de landengte van St. Petersburg tussen Finse Golf en Ladogameer de verdamping in juli en augustus voornamelijk afhing van de neerslag in diezelfde periode.

Een hoogveen dat geen water verdampt, legt ook geen CO<sub>2</sub> vast in de vorm van nieuwe organische stof. Er zal dus in de zomer voldoende water beschikbaar moeten zijn om de waterstand in het veen niet te diep te laten wegzakken terwille van verdamping en veengroei. Dat betekent een nuancering van het concept van systeemgebonden afvoer: er moet in het groeiseizoen voldoende water beschikbaar blijven. Dat is niet hetzelfde als een gemiddeld neerslagoverschot minus wegzijging op jaarbasis. Overleven onder droge omstandigheden doet een hoogveen blijkbaar wel, maar groeien is iets anders. De onbeantwoorde vraag is: hoeveel mm beschikbaar vocht aan het begin van een groeiseizoen is 'voldoende' en wat verstaan we daaronder?

### 4.2.2 Uitspoeling van een overmaat aan nutriënten

Het principe is bekend uit de irrigatietechniek. Een geïrrigeerd gewas in aride gebied moet meer irrigatiewater krijgen dan het verdampt, om verzouting van de grond te voorkomen. Het overmatige zout spoelt weg met het niet verdampte deel van het irrigatiewater en komt terecht in het drainagewater. Dit is een voorbeeld van wegzijging, waaraan normaal gesproken geen zijdelingse afvoer te pas komt. Concentraties aan opgeloste stoffen in regenwater zijn van nature uiterst laag en het zijn uit een oogpunt van plantenvoeding eerder sporenelementen dan echte voedingsstoffen. Als het om concentraties gaat, zijn de oorspronkelijke concentratie in het regenwater enerzijds en de verhouding van neerslag en actuele (feitelijke) verdamping anderzijds, bepalend. Daarbij is geen rekening gehouden met effecten van adsorptie en daaraan gekoppelde kationenuitwisseling.

Bij uitspoeling van uit neerslag afkomstige opgeloste bestanddelen maakt het weinig uit of het gaat om zijdelingse afvoer of wegzijging. Bij zijdelingse afvoer spoelen opgeloste bestanddelen weg na een proces van concentratie dat het gevolg is van verdamping en bij wegzijging gebeurt ongeveer hetzelfde. Als gevolg van vermesting zitten er tegenwoordig wel voedingsstoffen in neerslag en speelt ook droge depositie een rol. In hoeverre afvoer van water een rol kan spelen bij het verwijderen van die stoffen uit hoogvenen, zou een punt van onderzoek kunnen zijn, waarbij aandacht uitgaat naar stoftransport en het gedrag van die stoffen in het systeem en hun mogelijke uitspoeling.

#### **4.2.3 Het op peil houden van de zuurgraad**

Streefkerk en Casparie (1989) noemen dit als een van de noodzakelijke effecten van systeemgebonden afvoer. Sinds het OBN-onderzoek weten we dat andere processen dan doorspoeling de hoofdrol spelen bij het bepalen van de pH van hoogvenen en het water daarin. Het gaat hierbij vooral om bio- en bodemchemische processen, zij het in een sterk door water beïnvloede omgeving (Tomassen *et al.* 2003a en Tomassen *et al.* 2011a).

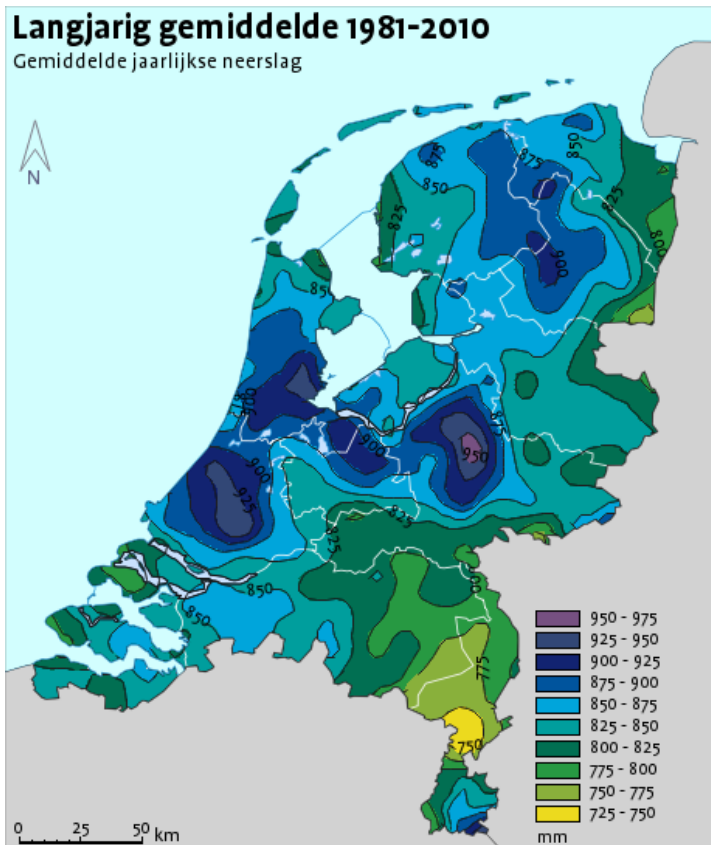
#### **4.2.4 Betekenis voor het beheer en beleid**

Het beïnvloeden van neerslag en potentiële verdamping is niet aan de orde. Het enige element dat voor een beheerder een rol kan spelen, is wegzijging. Daarmee kunnen de onderdelen zuurgraad en uitspoeling bij de systeemgebonden afvoer buiten beschouwing blijven.

De gemiddelde jaarlijkse neerslaghoeveelheid is in Nederland (aanzienlijk) hoger dan de 700 mm waar Streefkerk en Casparie van uitgaan. De Klimaatatlas van Nederland van het KNMI (<http://www.klimaatatlas.nl/klimaatatlas.php>) geeft daarover overzichtelijke informatie. De drie belangrijkste gegevens, gemiddelde jaarlijkse neerslag, referentieverdamping en potentiële neerslagoverschot zijn weergegeven in resp. Figuur 4.20, Figuur 4.21 en Figuur 4.22.

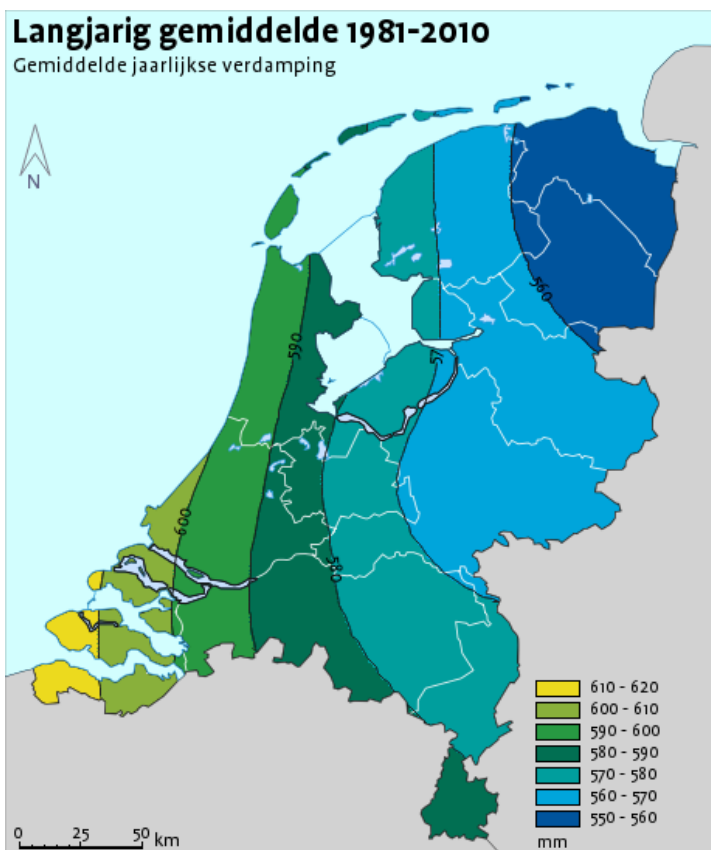
Vooraf uit Figuur 4.22 blijkt dat een hoogveenbeheerder in Nederland zich op het punt van systeemgebonden afvoer, als het concept al klopt, weinig zorgen hoeft te maken. Er is in elk geval ruimte genoeg voor een extra wegzijging boven de 40 mm per jaar. Hoeveel dat mag zijn, hangt vooral af van de bergingscoëfficiënten in het gebied en de aan het begin van een groeiseizoen beschikbare waterhoeveelheid.

Voor het beleid speelt wel de overschrijding van de kritische depositiewaarde van stikstof en de (on)mogelijkheden om de overmaat aan nutriënten uit het systeem (naast stikstof ook fosfaat) af te voeren op een manier die het functioneren van het systeem niet negatief beïnvloedt. Het is een onbeantwoorde vraag of afvoer van neerslagoverschot in natte perioden vanuit het hoogveen en eventueel ook wegzijging significant bijdragen aan afvoer van voedingsstoffen uit het hoogveensysteem.



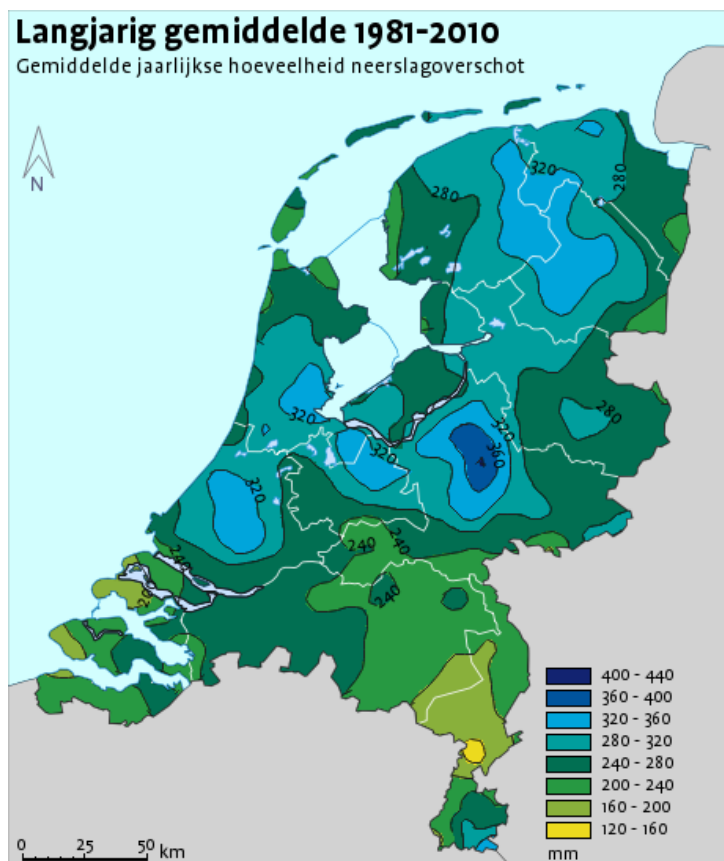
**Figuur 4.20. Gemiddelde jaarlijkse neerslagsom in Nederland. (KNMI, Klimaatatlas van Nederland).**

Figure 4.20. Mean annual precipitation sum in the Netherlands.



**Figuur 4.21. Gemiddelde jaarlijkse referentieverdamping in Nederland (KNMI, Klimaatatlas van Nederland)**

Figure 4.21. Mean annual reference evapotranspiration in the Netherlands.



**Figuur 4.22. Het gemiddelde potentiële neerslagoverschot in Nederland (KNMI, Klimaatatlas van Nederland).**

Figure 4.22. Mean potential excess precipitation in the Netherlands.

# 5 Analyse van uitgangssituaties en ontwikkeling van herstelstrategieën

## 5.1 Uitgangssituaties voor herstel

Het grootste deel van de Nederlandse hoogvenen is door turfwinning en ontginning verdwenen. De ontginning van de hoogvenen startte vanuit de rand van het veen, met de laggs, laag- en overgangsvenen. Gradiënten en de daarvan afhankelijke planten- en diersoorten zijn door vervening en ontginning dan ook in de meeste hoogveengebieden verdwenen en waar er nog iets van over zijn ze sterk aangetast door ontwatering en menselijk gebruik. De delen van hoogveenrestanten waar geen turfwinning heeft plaatsgevonden, zoals gedeelten van de Engbertsdijksvenen, het Meerstalblok en het Fochteloërveen, zijn aangetast door de boekweitteelt. Daar is de bovenste laag van het veenpakket verbrand ten behoeve van die teelt. Bovendien vond ook in deze onvergraven veenrestanten drainage en mineralisatie en inklinking van het restveen plaats door het afgraven van het rondom het restant gelegen veenpakket.

### **Uitgangssituaties hoogveenrestanten na vervening**

Na vervening had de terreinbeheerder van hoogveenrestanten te maken met de volgende uitgangssituaties. Tussen haakjes zijn voorbeeldgebieden genoemd. Binnen de restanten kwamen verschillende uitgangssituaties veelal naast elkaar voor.

- Relatief licht ontwaterde, niet afgegraven hoogveenrestanten, bestaande uit witveen op zwartveen (delen van Bargerveen, De Witten, onvergraven kern van de Engbertsdijksvenen en Fochteloërveen)
- Sterk ontwaterde, niet afgegraven hoogveenrestanten, bestaande uit sterk verdroogd en gehumificeerd witveen<sup>1</sup> op zwartveen (delen van Peelvenen)
- Deels afgegraven hoogveenrestanten, waar witveen is verwijderd en bolster<sup>2</sup> is teruggestort op zwartveen (delen van Bargerveen)
- Deels afgegraven hoogveenrestanten, waar witveen is verwijderd en zwartveen nagenoeg niet is aangetast (delen van Engbertsdijksvenen, Peelvenen en Aamsveen)
- Tot dunne restveenlaag afgegraven hoogveenrestanten, bestaande uit zwartveen, waarop bolster is teruggestort (delen van Bargerveen, Peelvenen)
- Tot dunne restveenlaag afgegraven hoogveenrestanten, bestaande uit zwartveen, zonder bolster (delen van Engbertsdijksvenen, Peelvenen, Haaksbergerveen en Wierdense Veld)
- Complexen van veenputjes (Haaksbergerveen, Wooldse Veen, Korenburgerveen, Mariapeel)

Naast de grote hoogvenen kwamen in het landschap ook veel kleinere hoogvenen voor in lokale depressies, zoals pingoruïnes, afgesnoerde beekdalen (blokkade door instuivend zand) en stuifkuilen, en eveneens in hangwaterveentjes (verkitte zandlaag, harde ijzerbank) en depressies op (kei)leem. Ook in deze veentjes is het oorspronkelijke veenpakket geheel of gedeeltelijk verwijderd.

<sup>1</sup>) Sterk gehumificeerd (of veraard) witveen is donker gekleurd; de kleur varieert van flets geel tot (rood)bruin of zwart.

<sup>2</sup>) Bolster is de toplaag van het veen, die bij veenwinning opzij werd gezet.

(Dit overzicht is overgenomen uit: Van Duinen *et al.* 2011)

Grootschalige vergraving van een hoogveen vond traditioneel plaats door het afsteken van verticale wanden (Hausding 1917; Van der Hoek, 1984). Later kwamen daar grote industriële verveningen bij, waar aan de oppervlakte drooggeworden veen in het zomerhaljaar laagje voor laagje werd afgeschraapt voor verwerking tot turfstrooisel, turfbriketten en actieve kool (Van der Hoek 1984). Beide methoden hebben ongelijke consequenties bij het weer op gang brengen van hoogveengroei.

Als er bij de traditionele methode restveen achterbleef, was dat vaak een veenrest met steile wanden die tot enkele meters uitstak boven het omringende uitgeveende landschap. In zulke gevallen is de veenbasis over het algemeen redelijk intact, zodat de wegzijging er gering is. Voorbeelden van relatief dikke restveenpakketten zijn te vinden in het Meerstalblok en de Engbertsdijkvenen. Er zijn echter ook nagenoeg volledig uitgeveende gebieden overgebleven met een nauwelijks weerstandbiedende voormalige veenbasis en een ontwatering door sloten die tot onder de voormalige veenbasis reiken. Een voorbeeld was het Wierdense Veld, waar inmiddels herstelmaatregelen zijn uitgevoerd. Soms vindt men in zulke uitgeveende gebieden veenresten terug in de vorm van zetwallen, waarop het natte veen te drogen werd gelegd. Een voorbeeld daarvan is het Vragenderveen.

Bij de 'moderne' methode bleef doorgaans een vrijwel volledig uitgeveend gebied achter, waar de veenbasis was aangetast. Soms werden die gebieden omgevormd tot landbouwgrond, soms kregen ze een natuurdoelstelling. Meestal is daar door de aantasting van de oorspronkelijke veenbasis geen sprake meer van geohydrologische isolatie van het veen ten opzichte van de omgeving. Daarmee moet bij een op een hoogveendoelstelling gericht beheer ernstig rekening worden gehouden. Een voorbeeld zijn de 'baggervelden' in het Amsterdamse en Schoonebeker Veld. Op plaatsen zonder restprofiel zijn daar maar twee metingen van de verticale weerstand gedaan. Die leverden waarden van 4, resp. 440 dagen. Metingen in het Wierdense Veld en het Haaksbergerveen in restprofielen met een restveen- en gliedelaag van 10 tot 15 cm dik gaven waarden van 50 tot 500 dagen; waar het restveen dikker was, 25 cm tot 1 m (Wierdense Veld en Schoonebeeker Veld), liepen die waarden op naar 1000 tot 7000 dagen (Van der Schaaf 2011). De gebruikte meetmethode was in alle gevallen de kolommethode (uiteengezet in Bijlagen Hydrologie 1).

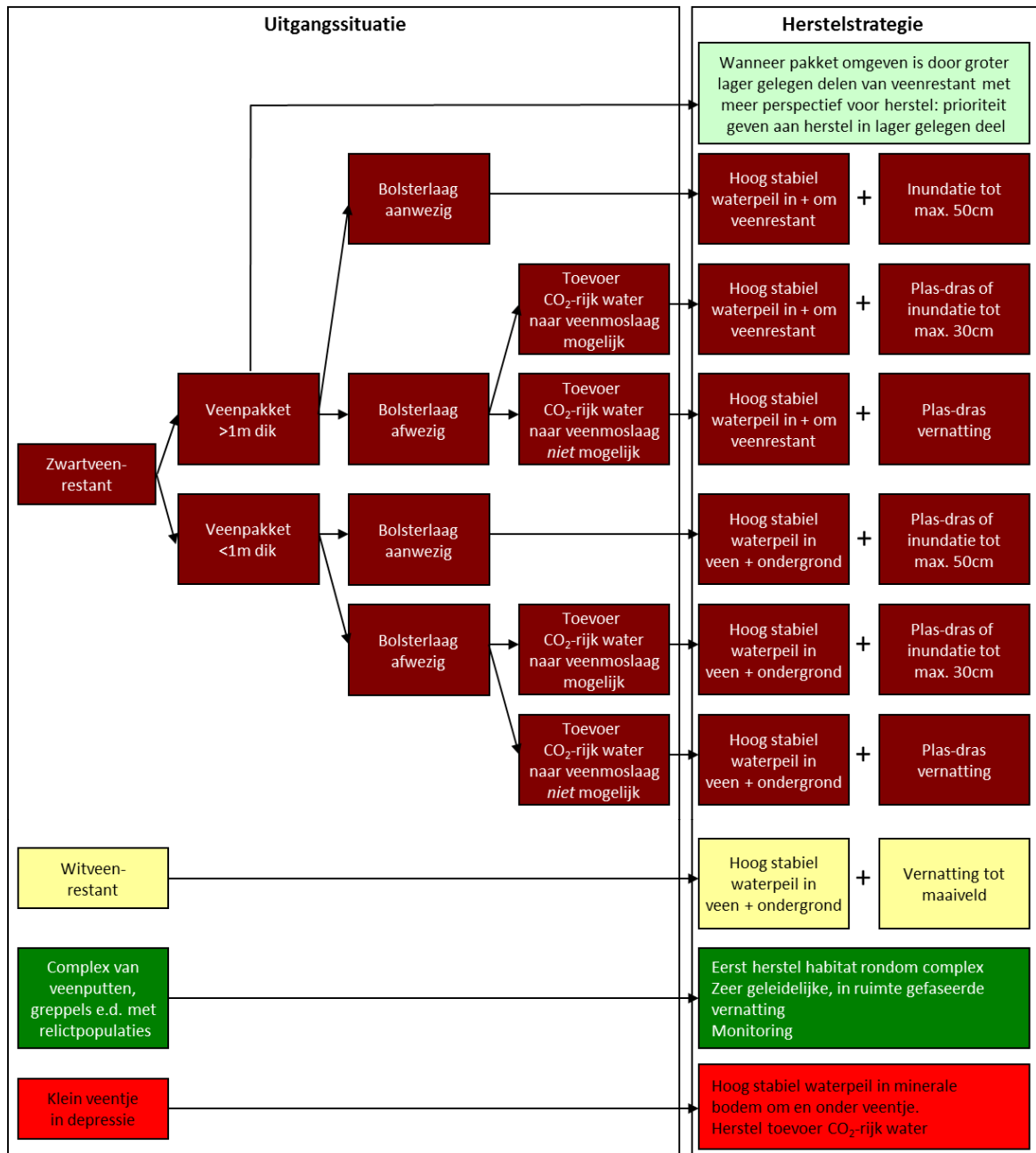
Behalve de mate van wegzijging naar de minerale ondergrond, ofwel de mate waarin het hoogveen nog geïsoleerd is ten opzichte van de omgeving, speelt het veentype dat nog aanwezig een sleutelrol bij de bepaling van de herstelkansen en de bijbehorende vernattingstrategie. Dit is uitgebreid onderzocht in het voorgaande OBN-onderzoek naar hoogveenherstel (Tomassen *et al.* 2003a, 2011a, Smolders *et al.* 2004 en Van Duinen *et al.* 2011). Witveen is het jongste relatief doorlatende bovenste veen waarin nog enige afbraak mogelijk is met daarmee gepaard gaande productie van CO<sub>2</sub>, die hergroei van veenmossoorten bevordert. Op zwartveen komt veenmos veel moeilijker op gang. Dit heeft het schema in Figuur 5.1 met typen restveen en vernattingstrategieën opgeleverd. Of de betreffende vernattingstrategie mogelijk is en of een voldoende stabiele hydrologische situatie gecreëerd kan worden, is afhankelijk van de lokale situatie van het hoogveenrestant wat betreft wegzijging en veenbasis. Vaak komen meerdere uitgangssituaties naast elkaar voor in een gebied. Vanuit de gegeven uitgangssituatie is op basis van uitproberen, praktijkervaring en onderzoeksresultaten in elk van de hoogveenrestanten een serie van herstelmaatregelen genomen. Daarbij is in de praktijk vaak gebleken dat alleen interne maatregelen niet toereikend zijn om de noodzakelijke hydrologische stabiliteit te bereiken.

## 5.2 Ontwikkeling van herstelstrategie

In de samenvatting van het OBN-onderzoek naar hoogveenherstel (Van Duinen *et al.* 2011) wordt op basis van het onderzoek en praktijkervaring aangegeven dat het voor het opstellen van de herstelstrategie voor een hoogveenerestant gestructureerd te werk te gaan en daarbij de kennis vanuit verschillende disciplines te benutten. Het 'Handvat voor de gestructureerde aanpak van herstelprojecten' dat door van Duinen *et al.* (2011) is beschreven, op basis van



het PROMME-concept (zie kader) biedt een eerste algemeen hulpmiddel voor de ontwikkeling van een herstelstrategie in een natuurgebied. Voor hoogveenherstel is immers meer nodig dan in een afgetakeld hoogveen een aantal kenmerkende condities van een intact hoogveensysteem te herstellen (bijvoorbeeld zure en natte omstandigheden in een hoogveenkern, met een bepaalde afvoer van het neerslagoverschot en een bepaalde maximale fluctuatie van de waterstand). Hoogvenen herstellen -en zeker wanneer daarbij ook mogelijkheden voor herstel op meso- of macroschaal bestaan, vergt het zo goed mogelijk herstellen van de processen die sturend zijn in het op gang brengen van de veenvorming en de verdere ontwikkeling van het systeem, inclusief de gradiënten en de soorten die daarin thuis horen. Dit handvat is in het kader van deze handleiding verder uitgewerkt met vragen en aandachtspunten die uit de praktijkervaring en in dit onderzoek naar voren zijn gekomen (zie paragraaf 1.3).



**Figuur 5.1. Schematische weergave van vernattingsstrategie afhankelijk van het type restveen (Overgenomen uit: Van Duinen *et al.* 2011).**

**Figure 5.1. Schematic representation of rewetting strategy dependend on the type of peat remaining in the site (From: Van Duinen *et al.* 2011).**

## **Handvat voor de gestructureerde aanpak van herstelprojecten**

In het kader van een LIFE Nature project is in samenwerking met terreinbeheerders en onderzoekers vanuit verschillende disciplines en Europese landen de onderstaande PROMME-benadering ontwikkeld en uitgewerkt.

### *Problemen (**P**roblems)*

Definieer de problemen van het gebied in termen van achteruitgang of verdwijnen van planten- en diersoorten. Wees zo volledig mogelijk en besteed aandacht aan verschillende schaalniveaus (standplaats - landschap) en diverse planten- en diergroepen. Gebruik daarbij referentie in tijd (historische situatie) of ruimte (meer intacte situatie elders in binnen- of buitenland).

### *Oorzaken (**R**easons)*

Identificatie van de biologische, hydrologische en chemische sleutelprocessen die geleid hebben tot de waargenomen veranderingen. Besteed aandacht aan verschillende disciplines en aan condities en processen binnen en buiten de grenzen van het gebied. Voer waar nodig onderzoek uit om belangrijke kennisleemten met betrekking tot het vroegere en huidige functioneren van het gebied in te vullen.

### *Doelen (**O**bjectives)*

De instandhoudingsdoelen voor N2000-gebieden zijn geformuleerd. Bij het formuleren van doelen is het van belang deze te specificeren naar planten- en diersoorten en gemeenschappen om inzicht te krijgen in de vereiste terreincondities. Omschrijf de mogelijke en gewenste ontwikkelingsroutes en besteed daarbij aandacht aan de sturende processen, mate van herstel, schaal, perioden voor tussentijdse doelen en het voorkomen van soorten. Bedenk daarbij wat wel/niet mogelijk is bij de huidige en voor de toekomst op kortere en langer termijn voorziene nutriëntenbeschikbaarheid, grondwaterregime en terreinomvang.

### *Maatregelen (**M**easures)*

Op basis van de geformuleerde doelen en analyse van het systeem (sturende processen, verschillende schaalniveaus; Van der Molen et al. 2010) wordt een combinatie van herstelmaatregelen in en buiten de reservaatsgrenzen geselecteerd. Omschrijf de effecten van afzonderlijke (bron- en effectgerichte) maatregelen en geef aan welke interactie er is tussen maatregelen; welke combinatie van maatregelen is optimaal voor het betreffende terrein met zijn huidige omstandigheden? Besteed daarbij ook aandacht aan tijdelijke of permanente neveneffecten van maatregelen of het uitblijven van maatregelen (ongewenste afname van niet-doelsoorten, ongewenste verstoring van het functioneren van het ecosysteem). Zorg voor afstemming van de combinatie, schaal, intensiteit en/of timing van maatregelen op de terreincondities en het voorkomen van soorten.

### ***M**onitoring*

Bepaling van parameters die (gebrek aan) herstel van het ecosysteem en soorten aangeven en van de frequentie en periode van metingen.

### *Uitvoering (**E**xecution)*

Uitvoering van de monitoring en de gekozen maatregelen, volgens de gekozen fasering in tijd en ruimte. Tijdige, regelmatige terugkoppeling tussen monitoringresultaten, doelstelling en maatregelen gedurende de uitvoering van de herstelstrategie.

(Overgenomen uit: Van Duinen *et al.* 2011)

## 5.3 Analyse van de geohydrologische situatie

Verschillende hydrologische omstandigheden wat betreft restveen en veenbasis en verschillen in de geohydrologische positie van het hoogveenrestant leiden tot verschillende hydrologische ingrepen. Interne maatregelen zijn meestal nodig, dat wil zeggen maatregelen binnen het reservaat. Vaak zijn externe maatregelen nodig, dat wil zeggen maatregelen buiten het reservaat. In de meeste situaties draait het uit op een combinatie. Maatregelen zullen altijd gericht zijn op het stimuleren van het herstel van de natuurlijke zelfregulering van het hoogveen en bijbehorende hydrologische condities zoals beschreven in paragraaf 4.3.

Of naast herstel van de interne hydrologie, herstel van gradiënten mogelijk is op hun oorspronkelijke locatie in het landschap, of rondom de randen van een restant van de hoogveenkern waar zo'n gradiënt vroeger niet aanwezig was, kan vastgesteld worden door analyse van de geohydrologische situatie van de ruimere omgeving. De methode voor de uitvoering van LESAs (Van der Molen *et al.* 2010) geeft daarvoor goede handvatten. Op basis van analyse van historische kaarten, bestaand reliëf, grondwaterstanden en –stroming en bodemtype –eventueel aangevuld met de bestaande of historische samenstelling van de vegetatie– kan een inschatting gemaakt worden van de mogelijkheden en onmogelijkheden voor herstel van een randzone of een lagg. De informatie over de verschillende vormen van laggs vanuit de referenties in hoofdstuk 3 kan benut worden om een beeld te schetsen van de mogelijke vorm van de lagg.

Voor alle op de waterhuishouding gerichte maatregelen geldt in elk geval de vraag in welke mate ze een gewenst effect zullen hebben op de hydrologische omstandigheden binnen het reservaat. Interne maatregelen, zoals dempen of afdammen van sloten en greppels en compartimenteren zullen vooral de grondwaterstroming en waterberging binnen het reservaat beïnvloeden. Dat hier een verband is met de waterhuishouding van het reservaat als geheel, zal zonder verdere toelichting duidelijk zijn.

Bij externe maatregelen als bufferzones is een verband niet altijd gemakkelijk vast te stellen. Ze zijn bedoeld om de wederzijdse hydrologische beïnvloeding van reservaat en omgeving te beperken om zo binnen het reservaat gunstiger omstandigheden te scheppen voor de ontwikkeling van een veenvormend ecosysteem. De beïnvloeding verloopt via de (diepere) ondergrond. Daarom is bij het bepalen van het effect van externe maatregelen bekendheid met de geohydrologische omstandigheden in en buiten het reservaat onmisbaar. Afgezien van de geohydrologische grootheden  $c$  van het restveen,  $kD$  van de minerale ondergrond en de drainageweerstand  $c_d$  van een eventuele ontwaterde omgeving (zie ook 4.1.3 en Bijlagen Hydrologie 6), speelt ook de hoogte van het restveenoppervlak boven de uitgeveende omgeving een rol. In paragraaf 5.3.2 wordt op dit laatste nader ingegaan.

De vraag of een hydrologische bufferzone nodig is, is gelijkwaardig aan de vraag of het reservaat in kwestie groot genoeg is om onder de gegeven omstandigheden hydrologisch op eigen benen te staan.

## 5.4 Hydrologische bufferzones en reservaatsgrootte

### 5.4.1 Nut van hydrologische bufferzones

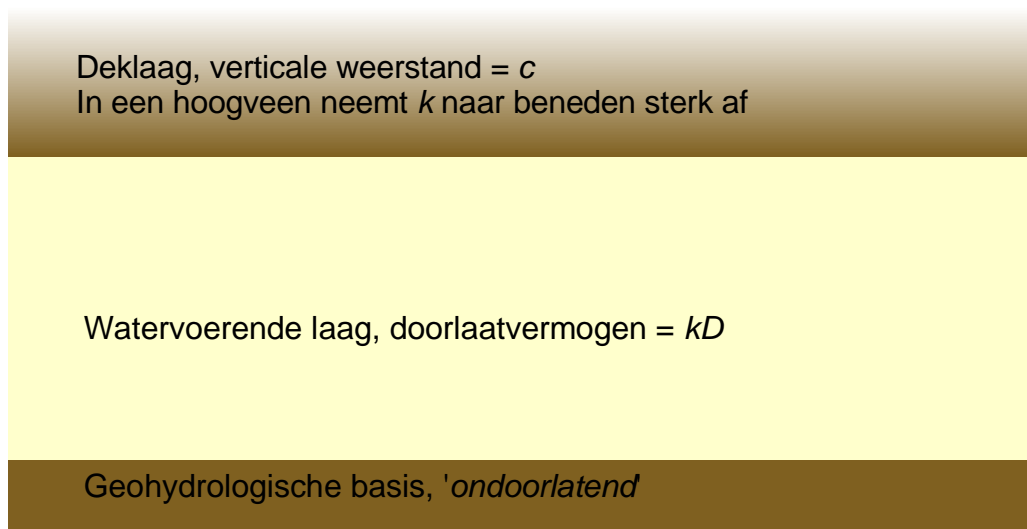
Een hydrologische bufferzone stimuleert de ontwikkeling van een hoogveenreservaat door zijn afhankelijkheid van hydrologische invloeden uit de omgeving te verminderen. Het gaat hierbij vooral om het verminderen van waterverliezen via wegzijging. In de volgende paragrafen wordt ingegaan op de geohydrologische situatie waarin het hoogveenrestant zich bevindt en eigenschappen van het resterende veenpakket. Die zijn bepalend voor de effectiviteit van hydrologische bufferzones en de wijze van inrichting van bufferzones.

#### 5.4.2 Geohydrologische informatie

Veel informatie over grondwaterstanden, stijghoogten en doorlaatvermogens van de minerale ondergrond is gratis verkrijgbaar op de site [DINOloket](#). Daarnaast heeft de beheerder binnen het reservaat vrijwel altijd een peilbuizennet voor waterstands- en stijghoogtegegevens.

Meestal heeft men te maken met een situatie die kan worden vereenvoudigd tot een meer of minder slecht doorlatende deklaag (veen plus de laagdoorlatende bovenkant van het onderliggende minerale materiaal) met een verticale weerstand  $c$  op een watervoerend zandpakket met doorlaatvermogen  $kD$ , waaronder weer een weinig doorlatende laag die het grondwatersysteem aan de onderkant nagenoeg begrenst en vaak met de term *geohydrologische basis* wordt aangeduid.

Dit lijkt sterk op de opbouw die bekend staat onder de naam *Hollands profiel*: een weinig doorlatende kleilaag op een watervoerende laag, bestaande uit een pakket doorlatend Pleistoceen zand met daaronder een (zeer) weinig doorlatende laag. Bij hoogveen is de deklaag van klei vervangen door één van veen (Figuur 5.2) plus de er meestal onder liggende verkitte zandlaag. Voor stromingsberekeningen maakt dat verschil niets uit. Het doorlatende deel van de zandlaag kan wel zijn verdeeld in verschillende lagen met één of meer weinig doorlatende scheidende lagen er tussenin. In principe maakt dit een berekening van de stroming ingewikkeld. Bij berekeningen op gebiedsschaal maakt het echter vaak niet veel uit en kunnen de doorlaatvermogens van de lagen bij elkaar worden opgeteld, zonder dat ernstige fouten worden gemaakt.



**Figuur 5.2. 'Hollands profiel', vertaald naar hoogveen.**

**Figure 5.2. 'Dutch profile', translated to a raised bog.**

Over verticale weerstanden in hoogveen is in standaard geo(hydro)logische archieven weinig tot niets bekend. Die zal men dus bij voorkeur moeten meten als ze niet bekend, maar voor beheersbeslissingen wel van belang zijn.

Voor veendikten tot ongeveer 1,20 m kan men de kolommethode (Bijlagen Hydrologie 3) toepassen. Voor diepere veenpakketten is men al gauw aangewezen op de aangepaste piëzometermethode (Bijlagen Hydrologie 4). Laatstgenoemde methode levert een horizontale doorlatendheid, dus geen verticale weerstand. Men kan er een enigszins verantwoorde schatting van de verticale weerstand mee maken door de doorlatendheid enkele dm boven de veenbasis te meten en vervolgens uit te gaan van een laagdikte  $D$  van 0,5 of 1 meter met dezelfde verticale doorlatendheid als de gemeten horizontale onder gebruikmaking van vergelijking 1-5 in Bijlagen Hydrologie 1. Dit zijn en blijven puntwaarnemingen. Men kan de ruimtelijke variabiliteit van de verticale weerstand in een gebied schatten door het doen van

metingen op een aantal plaatsen. Drie plekken geven in ieder geval een indruk, maar meer is technisch gezien beter. Als die meetpunten in een raai worden gelegd die in de richting loopt waarin men verandering verwacht (bijvoorbeeld loodrecht op de gebiedsrand), krijgt men ook een indruk omtrent een mogelijke ruimtelijke tendens. Een analyse van tijdreeksen van waterstandswaarnemingen zoals beschreven in 8.3.2, waaruit de wegzijging wordt geschat, kan in combinatie met onder het veen gemeten stijghoogten ook een indruk geven van de verticale weerstand nabij de veenbasis. Bij voorkeur gebruikt men beide methoden naast elkaar.

Mazure (1936) ontwikkelde vergelijkingen waarmee in een zogenoemd Hollands profiel de grondwaterstroming tussen gebieden met verschillend peil –zoals een hoogveenreservaat en zijn omgeving- kan worden berekend (zie bijlage Hydrologie 5). In principe zijn die vergelijkingen exact, zolang de onderliggende aannames opgaan (zo dient de stroming in de watervoerende laag horizontaal te zijn, en dient het freatische (grond)waterpeil constant te zijn vanwege bijv. aanvoer van oppervlaktewater). Als gevolg van de toegepaste vereenvoudiging in de profielopbouw zijn ze in werkelijkheid een goede benadering die niet slechter –maar wel sneller en gemakkelijker inzetbaar- is dan die van een numeriek model, waarin dezelfde vereenvoudigingen zijn toegepast. Wel kan men met een numeriek model ook ingewikkelder situaties doorrekenen. De modules zijn dan ook vooral bedoeld om een eerste indruk te krijgen op basis waarvan het nut van een eventueel vervolgonderzoek kan worden vastgesteld en het onderzoek scherper kan worden gedefinieerd, dan wel afgelast.

Voor ontwaterd gebied buiten een reservaat kan een drainageweerstand worden berekend (zie Bijlagen Hydrologie 6). Die kan vervolgens in een Mazurevergelijking worden toegepast. De drainageweerstand vervangt daarbij de deklaag en de ontwateringsbasis de waterstand erin. Ook dat is een vereenvoudiging van de werkelijkheid die men overigens in numerieke modellen veel toepast.

#### **5.4.3 Hoogte van het restveen boven de uitgeveende omgeving**

Het hoogteverschil tussen het oppervlak van het restveen en dat van de omgeving is in dit verband niet het belangrijkste. Dat is het verschil in waterstand. Als men uitgaat van normale eisen voor de waterstand in een hoogveenreservaat, dan ligt binnen het reservaat de (grond)waterstand nabij maaiveld en zijn de schommelingen over de seizoenen niet meer dan 2-3 dm (par. 4.2.2). Dan mag men binnen het reservaat bij benadering uitgaan van maaiveldshoogte. Buiten het reservaat geldt voor de waterstand de drooglegging (Figuur 4.18). Als dat hoogteverschil enkele meters bedraagt, zal het meestal moeilijk zijn, in de uitgeveende omgeving een bufferzone te maken waarin duurzaam een peil kan worden ingesteld dat weinig lager ligt dan het reservaatpeil. Bovendien is de verticale weerstand van zo'n dik pakket zwartveen meestal zo hoog, dat de wegzijging in het reservaat toch al gering is, waardoor de bufferzone daarop weinig aanvullend effect heeft.

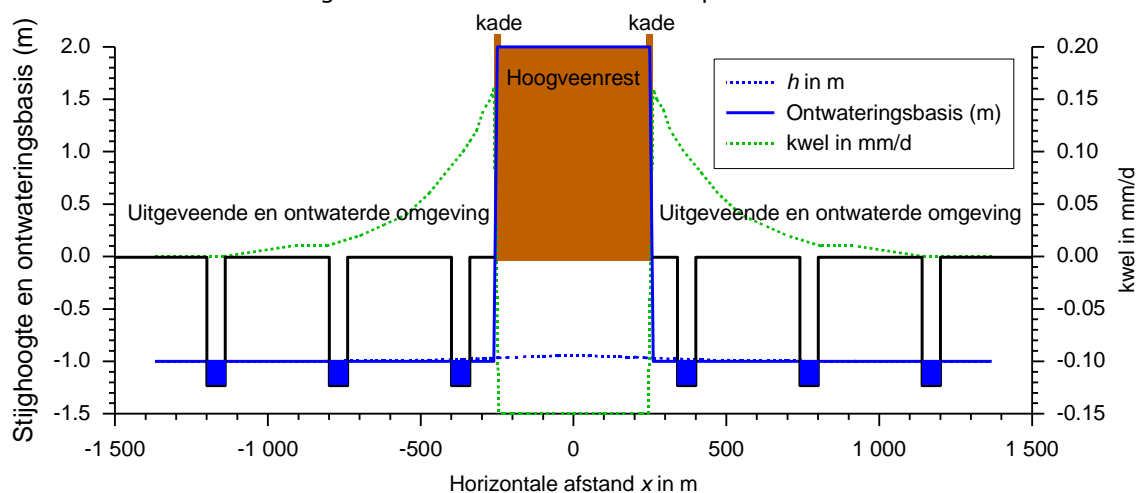
Om over dit laatste meer zekerheid te krijgen, kan men beginnen met een schatting van de wegzijging door middel van de overloopmethode (Tomassen *et al.* 2003a) of via een tijdreeksanalyse (par. 8.4.2) van enkele peilbuizen in het gebied en liefst over enkele jaren, bijvoorbeeld drie. Als de geschatte gemiddelde wegzijging in de orde van 10-30 mm per jaar ligt, is verdere actie waarschijnlijk overbodig omdat dit voor een hoogveen een normale waarde is, waaraan bovendien een bufferzone weinig zal veranderen. Gaat het om een getal in de orde van honderd mm per jaar, dan is verder onderzoek naar de mogelijkheid van een bufferzone en via de verticale weerstand van het veenpakket naar het effect ervan op de wegzijging zinvol. Bij een pakket dat (nagenoeg) uitsluitend uit witveen bestaat, zal de verticale weerstand bijna altijd te laag zijn voor een goede afscherming, behalve in een –vermoedelijk theoretisch- uitzonderlijk geval dat de minerale ondergrond zelf voldoende weerstand biedt.

Bij een dun restveen met beperkte verticale weerstand ligt dat geheel anders. Tenzij het veen op een slecht doorlatend mineraal pakket ligt, wat in Nederland meestal niet het geval

is, is er een effectief hydrologisch contact met de omgeving. We werken dit uit in twee voorbeelden: één met een dik en één met een dun restveen.

Voorbeeld 1: een restveengebied ligt 2 m boven zijn omgeving. Die omgeving is ontwaterd door middel van sloten met een slootpeil van 1 m beneden maaiveld. Het totale hoogteverschil waarmee moet worden gerekend is dan  $2+1=3$  m. Meestal is onder dergelijke omstandigheden het onderste deel van het veen ingeklonken tot een laag met zeer hoge verticale weerstand, waardoor het geohydrologisch contact met de omgeving beperkt is en maatregelen om het reservaat hydrologisch verder af te schermen weinig zinvol zijn. Het is al afgeschermd door de hoge verticale weerstand van het onderste veen. We werken dit uit in Figuur 5.3. Daarna volgt een versie met dun restveen, uitgewerkt in Figuur 5.4.

Veronderstel een omkade veenrest van 500 m breed, 2 m dik en twee evenwijdige randen die (veel) langer zijn dan de breedte. De verticale weerstand  $c$  is bepaald op 20 000 dagen. Voor het doorlaatvermogen van de minerale ondergrond heeft men via [DINOloket](#)  $250 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$  gevonden. De drainageweerstand in de omgeving kan met behulp van de vergelijking van Hooghoudt en de benadering van Moody (Moody 1966) gevonden worden (Zie bijlagen Hydrologie 6) en is berekend op 200 d. De slootwaterstand ligt 3 m lager dan het veenoppervlak. De grondwaterstand in het veen ligt aan het veenoppervlak. De situatie kan berekend worden met de formule van Mazure (Zie bijlagen Hydrologie 5). In dit geval ligt in het rekenschema de hoogveenrest in het middelste compartiment.



**Figuur 5.3. Het effect op de stijghoogte  $h$  in de minerale ondergrond (blauwe stippellijn, linker verticale as) en de kwel, c.q. wegzijging (rechter verticale as en groene stippellijn) van een veenrest van 500 m breed in een met sloten ontwaterde uitgeveende omgeving. Verschil in ontwateringsbasis: 3 m (getrokken blauwe lijn behorend bij linker verticale as). Verticale weerstand restveen: 20 000 d; doorlaatvermogen ( $kD$ ) ondergrond  $250 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ ; drainageweerstand omgeving 200 d.**

Figure 5.3. The effect on the piezometric level in the mineral subsoil (blue dashed line, left-hand vertical axis) and upward seepage and exfiltration (right-hand vertical axis and green dotted line) of a bog remnant of 500 m wide in surrounding drained cut-away. Difference in drainage base: 3 m (solid blue line, right-hand vertical axis). Vertical resistance of the bog remnant: 20 000 days, transmissivity ( $kD$ )  $250 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ , cut-away drainage resistance 200 d.

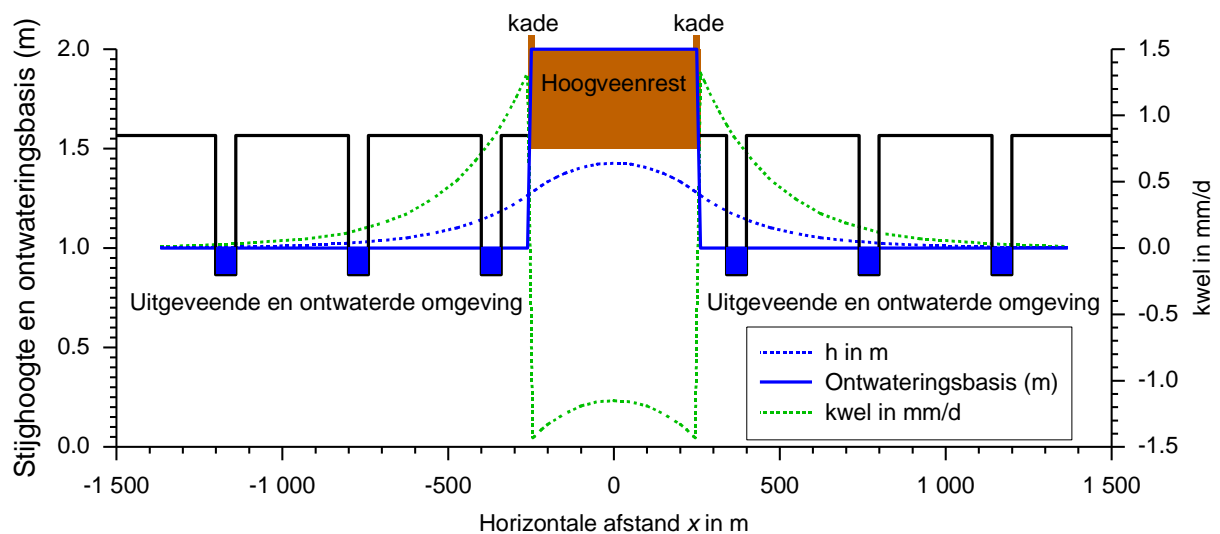
Uit Figuur 5.3 blijkt dat het hoogveenrestant nauwelijks invloed heeft op de stijghoogte in het onderliggende watervoerende pakket (de opbolling is maar ruim 5 cm). De wegzijging bedraagt ongeveer  $0,15 \text{ mm d}^{-1}$ , ongeveer evenveel als de direct naast de hoogveenrest optredende kwel (lees de rechter verticale as af) die met toenemende afstand snel afneemt. De onderlinge beïnvloeding van veenrest en omgeving is dus gering als gevolg van de hoge verticale weerstand van het onderste veen. Hydrologische beschermingsmaatregelen buiten de hoogveenrest hebben daardoor een verwaarloosbaar effect.

Horizontale uitstroming uit de veenrest is in dit soort situaties doorgaans ook verwaarloosbaar. Dat geldt ook voor horizontale catotelmstroming in natuurlijke hoogvenen.



Voor Ierse hoogvenen werd een horizontale uitstroming via de catotelm berekend van minder dan 1 mm per jaar (Van der Schaaf 1999). In hoogveenresten waarin door ontwatering extra zetting heeft plaatsgevonden en de doorlatendheid overeenkomstig is verminderd, mag men ervan uitgaan dat de zijdelingse uitstroming van water in zo'n restant praktisch nihil is. Figuur 5.3 geeft dan ook vooral aan dat men het bij dergelijke boven de omgeving uitstekende hoogveenresten vooral van interne maatregelen in het reservaat moet hebben.

Het tweede voorbeeld behandelt een dun restveenpakket. Daarin is doorgaans de verticale weerstand van het restveen aangetast door uitdroging of het restveen is nagenoeg afwezig. Enkele meetresultaten voor dit type situatie zijn weergegeven in paragraaf 5.1. Door de relatief lage weerstand is er meer hydrologisch contact met de omgeving dan bij dik restveen. Dat maakt dat hydrologische maatregelen in de naaste omgeving zeer nuttig kunnen zijn. Bij een pakket van 50 cm dik, een verticale weerstand van 500 d waarin de waterstand wordt gehandhaafd op 1 m boven die van de omgeving, krijgen we Figuur 5.4.



**Figuur 5.4. Situatie als in Figuur 5.3, maar met een 0,5 m dik veenpakket en een verticale weerstand van 500 d.**

**Figure 5.4. Situation similar to Figure 5.3, but with a 0.5 m deep bog remnant with a vertical resistance of 500 d.**

In de figuur zien we dat de wegzijging in het reservaat met gemiddeld ongeveer  $1,3 \text{ mm d}^{-1}$  veel groter is dan in Figuur 5.3. Een dergelijke waarde is onder Nederlandse klimaatomstandigheden niet te handhaven. Het reservaat 'lekt' dus teveel water naar zijn omgeving en zal onder deze omstandigheden verdrogen. Een theoretische optie is, de ontwateringsbasis in de omgeving te verhogen tot aan maaiveld, Dat halveert ongeveer het hoogteverschil en daarmee ook kwel en wegzijging. In de Nederlandse praktijk zal dat buitengewoon moeilijk zijn en het is dan nog onvoldoende om tot een zichzelf in standhoudend reservaat met hoogveendoelstelling te komen. Het reservaat in Figuur 5.4 is dus eenvoudigweg te klein. Dit betekent dat in dit geval de formule van Mazure kan worden gebruikt om een minimaal zinvolle reservaatbreedte vast te stellen. Om dit te laten zien, vatten we enkele berekeningsuitkomsten samen in Tabel 5.1.

Tabel 5.1 laat zien dat het reservaat met toenemende breedte meer levensvatbaar wordt, zonder dat de kwel in de omgeving evenredig groter wordt. Om het effect van het doorlaatvermogen van de minerale ondergrond te laten zien is de berekening uitgevoerd voor zowel een  $kD$  van 250 als van  $50 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$  (laatstgenoemde resultaten tussen haakjes). De resultaten geven aan dat minimale reservaatgrootte en geohydrologische condities met elkaar samenhangen.

**Tabel 5.1. Berekeningsresultaten met de vergelijking van Mazure voor enkele reservaatbreedten, waarbij de waterstand in de omgeving 1 m lager ligt dan die in het reservaat. Verticale weerstand van het restveen: 500 d, drainageweerstand in de omgeving 200 d,  $kD$  minerale ondergrond  $250 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ . Getallen tussen haakjes: uitkomsten voor  $kD=50 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ .**

Table 5.1. Results from Mazure's equation for three reserve widths with the water level in the surroundings 1 m below the level of the reserve. Vertical resistance of the peat 500 d, drainage resistance in the surroundings 200 d, transmissivity ( $kD$ ) of mineral subsoil  $250 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ . Wegzijging=exfiltration from the reserve (average, margin and centre), Kwel=upward seepage in the surroundings at three distances (5, 500 and 1000 m) from the reserve.

Breedte res. (m)	Wegzijging uit reservaat ( $\text{mm d}^{-1}$ )			Kwel ( $\text{mm d}^{-1}$ ) in omgeving op afstand (m) van reservaat		
	gemiddeld	rand	midden	5	500	1000
500	1,24 (0,74)	1,44 (1,27)	1,15 (0,50)	1,35 (1,75)	0,15 (0,01)	0,02 (0,00)
1000	0,80 (0,39)	1,28 (1,22)	0,58 (0,10)	1,75 (1,84)	0,19 (0,01)	0,02 (0,00)
2000	0,43 (0,19)	1,22 (1,21)	0,14 (0,00)	1,88 (1,84)	0,21 (0,01)	0,03 (0,00)

Dat de berekening voor een langgerekt reservaat niet zonder meer op alle situaties kan worden toegepast, toont Tabel 5.2, waarin berekeningsresultaten staan voor een rond reservaat met overigens dezelfde gegevens als in Tabel 5.1. De gebruikte formules zijn die van Mazure en Huisman (Huisman 1972) voor een rond reservaat in oneindig buitengebied (zie bijlagen Hydrologie 5). De uitkomsten voor de wegzijging in het reservaat zijn ongunstiger dan die in Tabel 5.1. De oorzaak is dat bij de 'ronde' benadering grondwater, zoals bij vrijwel alle reservaten, in alle richtingen weg kan stromen, in tegenstelling tot het theoretische oneindig lange reservaat, waar water alleen in de dwarsrichting stroomt. Ook hier blijkt de samenhang tussen reservaatsgrootte en geohydrologische omstandigheden.

**Tabel 5.2. Resultaten met rekenmodule Mazurond voor ronde reservaten met diameters van 500, 1000 en 2000 m, waarbij de waterstand in de omgeving 1 m lager ligt dan die in het reservaat. Verticale weerstand van het restveen: 500 d, drainageweerstand in de omgeving 200 d,  $kD$  minerale ondergrond  $250 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ . Tussen haakjes: uitkomsten voor  $kD= 50 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ . Zelfde gegevens als in Tabel 5.1.**

Table 5.2. Results of computation module Mazurond for circular-shaped reserves with diameters of 500, 1000 and 2000 m. Surrounding drainage base 1 m below the level in the reserve. Vertical resistance of the remaining peat 500 d, drainage resistance in the surroundings 200 d, transmissivity in mineral subsoil  $250 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ . In parentheses: result for a transmissivity of 50 instead of  $250 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ . Same situations as in Table 5.1.

Diameter res. (m)	Wegzijging uit reservaat ( $\text{mm d}^{-1}$ )			Kwel ( $\text{mm d}^{-1}$ ) in omgeving op afstand (m) van reservaat		
	gemiddeld	rand	midden	5	500	1000
500	1,64 (1,17)	1,74 (1,51)	1,56 (0,87)	0,60 (1,17)	0,05 (0,00)	0,01 (0,00)
1000	1,25 (0,71)	1,55 (1,33)	0,99 (0,24)	1,09 (1,53)	0,09 (0,01)	0,01 (0,00)
2000	0,77 (0,37)	1,55 (1,29)	0,32 (0,01)	1,54 (1,71)	0,14 (0,01)	0,01 (0,00)

In de meeste gevallen zal de benadering van Tabel 5.2 beter aansluiten bij de realiteit dan die van Tabel 5.1.

Een derde voorbeeld zou een situatie zijn waarin de maaiveldshoogte in het reservaat ongeveer gelijk is aan die in de omgeving. We volstaan met een korte beschouwing. In een dergelijk geval is een bufferzone nog effectiever. In Figuur 5.4, Tabel 5.1 en Tabel 5.2 zou dit neerkomen op een vermindering van het peilverschil met de omgeving –en dus de initiële wegzijging- met de helft. Een hydrologische bufferzone met een peil dat het midden houdt tussen dat in het reservaat en in de omgeving zou die wegzijging nog eens met maximaal de helft kunnen reduceren, zodat we dan nog een kwart van de waarden in Tabel 5.2

overhouden. Uit de resultaten valt te concluderen dat het nut van een bufferzone afhangt van

- De reservaatsgrootte
  - De geohydrologische situatie
  - De verticale weerstand van het restveen die vooral afhangt van de restveendikte
  - Het hoogteverschil tussen het reservaatpeil en de ontwateringsbasis in de omgeving.
- Dit verschil hangt mede af van de restveendikte.

Of een bufferzone zinvol is, kan men bijvoorbeeld vaststellen door in de gebruikte formules de reservaatsgrootte te variëren, mits men over enigszins realistische geohydrologische gegevens beschikt. Uitkomsten moeten wel zo goed mogelijk worden getoetst aan eigen veldkennis ('gezond beheerdersverstand').

#### **5.4.4 Sloten in een bufferzone**

Sloten in een bufferzone voeren water af. Dat is bij een hoogveenreservaat niet wenselijk. Sloten in een bufferzone moeten dus worden gedempt of geblokkeerd. Als ze worden geblokkeerd door afdamming, kunnen ze open water vasthouden en bijdragen aan een hogere bergingscoëfficiënt van de bufferzone. Soms heeft men de optie van het verondiepen van sloten. Dat kan leiden tot een verhoging van de ontwateringsbasis, maar niet tot aan maaiveld, zoals bij dempen of afdammen. Het kan eventuele overlast van een te hoge grondwaterstand in aanliggend landbouwgebied beperken. Verondiepen heeft echter weinig zin als een sloot gedurende een groot deel van het jaar toch al geen water voert. Dat geldt ook voor dempen. In zulke gevallen kan men ook de zin van de bufferzone betwijfelen, tenzij deze van buitenaf van water kan worden voorzien.

#### **5.4.5 Bergingscoëfficiënt en wegzijgingsverliezen uit bufferzone**

Een punt van zorg bij toepassing van hydrologische bufferzones is het op peil houden van de (grond)waterstand. Bij kleine wegzijging uit een bufferzone –om de gedachten te bepalen < 0,3 mm/dag- kan men zich afvragen wat het hydrologisch nut van die bufferzone dan wel mag zijn. Een zinvolle bufferzone heeft dus een flinke wegzijging. Men zal dan de vraag moeten beantwoorden hoe men in de bufferzone de waterstand het jaar rond op een zinvol peil houdt, dan wel hoe lang in het groeiseizoen de bufferzone een heilzaam effect kan hebben op de waterhuishouding binnen het reservaat als er geen aanvoer is.

Een bufferzone in uitgeveend gebied zal meestal een zandbodem hebben met venige of humeuze bovengrond. Dan mag men een bergingscoëfficiënt (zie paragraaf 4.2.2) verwachten die in de buurt van 0,05-0,1 ligt. In een hoogveenreservaat zal die het dubbele of meer bedragen. Alleen al daardoor zal de grondwaterstand in de bufferzone gedurende het groeiseizoen de neiging hebben, sneller te dalen dan die in het reservaat zelf. De wegzijging in de bufferzone zal dat effect versnellen. Men kan in de bufferzone de bergingscoëfficiënt vergroten door het creëren van open water. Dan is de vraag of dit open water moet worden gecreëerd door het graven van waterpartijen of door waterpartijen met behulp van kades op het bestaande maaiveld te leggen. Als het maaiveld in de bufferzone lager ligt dan die in het reservaat, zal werken met kades veelal de meest effectieve optie zijn.

Als de hoeveelheid beschikbaar water in de bufferzone op enig moment in het groeiseizoen is opgebruikt, gaat de zone zich hydrologisch gezien gedragen als deel van de ontwaterde omgeving. Naarmate de effectieve bergingscoëfficiënt in de bufferzone groter is, zal dit moment later in het seizoen vallen.

#### **5.4.6 Berging van extra water: ecosysteemdienst en nut voor het reservaat zelf**

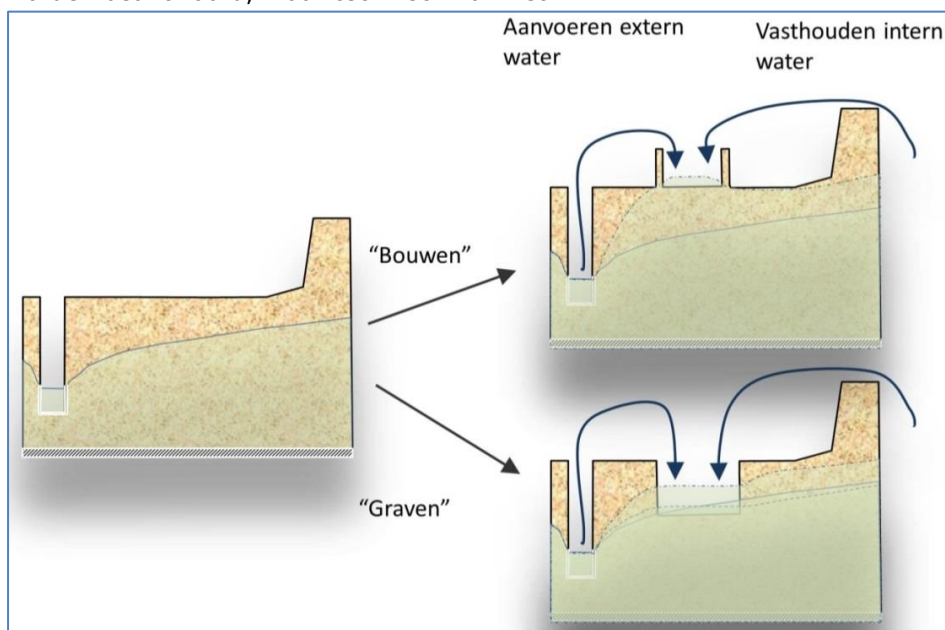
Als water beschikbaar is voor compensatie van wegzijgingsverliezen in de bufferzone, kan de werking van de bufferzone in het groeiseizoen worden verlengd of gedurende het hele seizoen worden voortgezet. Gebiedsvreemd water mag daarbij absoluut niet in het eigenlijke reservaat terechtkomen. Het peil in de bufferzone moet daarom altijd lager zijn dan die in het reservaat zelf.

Een bufferzone met open water kan mogelijk leiden tot een al dan niet terechte vrees voor muggenplagen bij omwonenden. Meer informatie over dit thema is te vinden op: [www.veldwerkplaatsen.nl/veldwerkplaats/rekening-houden-met-muggenoverlast-bij-inrichting-en-beheer-van-natuur](http://www.veldwerkplaatsen.nl/veldwerkplaats/rekening-houden-met-muggenoverlast-bij-inrichting-en-beheer-van-natuur)

In het Bargerveen wordt uitstromend water uit het reservaat in het natte seizoen gebufferd in een reservoir langs de noordrand van het reservaat. Dit gebied is permanent gevuld met water, waardoor het geen geschikte broedplaats voor steekmuggen is. Ten zuiden van het Schoonebeker Veld, onderdeel van het Bargerveen, is een bufferzone in aanleg waar inpompen van gebiedsvreemd water dat niet het reservaat kan instromen een (nog niet uitgevoerde) optie is.

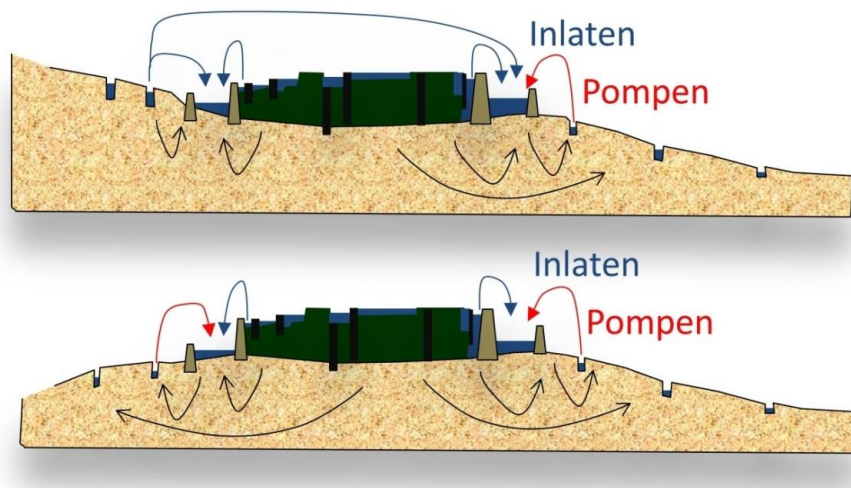
De waterbuffer aan de noordzijde van het Bargerveen is een interessante vorm van ecosysteemdienst. Het uit het reservaat afgevoerde water van het winterhalfjaar wordt niet afgevoerd, maar gebufferd en gebruikt voor de land- en tuinbouw in de streek. Op deze manier draagt een hoogveenreservaat niet bij aan de grootte van de ontwerpnorm voor waterlopen in het omringende gebied, de zogenoemde maatgevende afvoer. Voor het Meerstalblok is het hoogteverschil met de omgeving te groot om de wegzijging uit het reservaat werkelijk te beïnvloeden. In andere gebieden, waar het hoogteverschil tussen bufferzone en reservaat niet al te groot is (om de gedachten te bepalen: tot ongeveer een meter), kan de bufferzone worden gevoed met water van de winterafvoer van het reservaat. Dat betekent dat men rekening moet houden met een regelmatig of permanent met open water gevulde bufferzone, inclusief eventuele consequenties voor wegen of paden naar het reservaat.

Men moet zich hierbij realiseren dat een eventuele vanaf het reservaat afhellende grondwaterspiegel door open water horizontaal wordt getrokken. Bij graven wordt aan de reservaatkant een verlaging en aan de buitenkant van de bufferzone een verhoging van de waterstand gerealiseerd. Voor het reservaat is dit ongunstig. Bouwen heeft dat nadeel niet, omdat overal in de bufferzone de waterspiegel omhoog gaat. Als water van elders moet worden aangevoerd, kunnen situaties ontstaan zoals geschetst in Figuur 5.6. De vraag of men een hoogveenreservaat op een dergelijke manier aan een 'infuus' wil leggen moet worden beantwoord, maar technisch kan het.



**Figuur 5.5. Verschillende manieren om open water in een bufferzone te creëren: "bouwen" door water tussen kades op het oorspronkelijke maaiveld te zetten en "graven" door te ontgronden.**

Figure 5.5. Different ways to create open water in a buffer zone: "bouwen" (=to build) by inundating the original surface and "graven" (=to dig) by removing soil.



**Figuur 5.6. Twee situaties waarbij de bufferzone water via natuurlijk verhang ontvangt uit een hoger gelegen gebied (boven) en via kunstmatige aanvoer (beneden). In beide gevallen wordt ook conservering van winterafvoer uit het reservaat toegepast.**

**Figure 5.6. Two situations in which the buffer zone receives water from a higher area (above) using the natural gradient and by artificial recharge from punps (below). In both cases, conservation of excess water from the reserve may be applied.**

#### **5.4.7 Randlengte en oppervlakte**

Hoe langer de rand van een reservaat is bij gelijkblijvende oppervlakte, des te groter is de hydrologische beïnvloeding van en door de omgeving. Dat geldt in het bijzonder veenreservaten met dun restveen waarin de verticale weerstand niet al te groot is; om de gedachten te bepalen: zo rond 500 of 1000 dagen. Dikke veenrestanten met verticale weerstanden van enkele tienduizenden dagen zijn in hydrologische zin relatief weinig gevoelig voor hun omgeving, zoals in paragraaf 5.4.3 bleek.

Een cirkelvormig reservaat heeft de gunstigste verhouding van randlengte en oppervlakte. Dergelijke reservaten komen in Nederland niet voor. Ook als de vorm van een reservaat minder optimaal is, kan men proberen inhammen te vermijden of door aankoop of zelfs grondruil teniet te doen.

Bij wijze van voorbeeld bekijken we een stuk van het Wierdense Veld (Figuur 5.7). Ten westen van de Hortmeerweg (de weg in het oosten) liggen circa 63 ha reservaat. De randlengte aan de west- en noordkant is in totaal circa 4,5 km. We gaan gemakshalve uit van een door het buitengebied beïnvloede zone binnen het reservaat van 100 m breed.

Dat leidt tot een beïnvloed gebied van 45 ha. Daarbij is de zuidelijke rand niet meegerekend. Rechttrekken van de gebiedsgrens langs de westelijke randweg leidt tot een verkorting van de rand naar circa 2,5 km. Het opzetten van de waterstanden in de dan voormalige inhammen tot reservaatsspeil leidt tot een verkleining van het direct door de buitenwereld beïnvloede gebied naar circa 25 ha, een winst van 20 ha. De winst in reservaatsgrootte van 17 ha is wellicht interessant, maar niet het hoofddoel van dit voorbeeld.



**Figuur 5.7.** Het westelijk deel van het Wierdense Veld, jaren '90 van de 20<sup>e</sup> eeuw. Het gebied heeft enkele agrarische inhammen. Hierdoor ligt een groot deel van het reservaatgebied op relatief korte afstand van de ontwaterde omgeving, waardoor de invloed ervan op de waterhuishouding van het gebied groter is dan bij een rechte grens.

**Figure 5.7.** The western part of the reserve Wierdense Veld in the 1990s. The area shows some agricultural intrusions. As a result, a large part of the reserve lies at a relatively short distance from the drained surroundings. The result is a larger influence of the surrounding area on the water management of the reserve in comparison to a situation with a straight boundary.

## 5.5 Omgaan met ruimtelijke samenhang en ontwikkelingen in de tijd

### 5.5.1 Ruimtelijke variatie in Nederlandse hoogveenrestanten

Gradiënten zoals in intacte hoogveenlandschappen voorkomen, zijn in Nederlandse hoogvenen niet meer compleet aanwezig, maar onderdelen ervan zijn er in een aantal gebieden nog wel en die hebben nog steeds hun waarde voor soorten van gradiënten. Daarnaast zijn in het langdurige proces van aftakeling van de hoogvenen in de vroegere hoogveenkern terreincondities ontstaan, waar soorten van hoogveenranden of laggs van hebben geprofiteerd. In de afgetakelde restanten van de kern hebben zij een toevluchtsoord (secundair habitat) gevonden waar ze als relictpopulatie voortbestaan, terwijl hun oorspronkelijke habitat niet meer aanwezig is. Verder is in natuurlijke hoogveenkernen variatie in vochtigheid aanwezig: randhelling, ruggen, bulten, slenken, tijdelijke en permanente poelen. Deze variatie is meerdere of mindere mate ook in afgetakelde en herstellende hoogvenen aanwezig en heeft nog steeds een functie voor verschillende soorten planten en dieren.

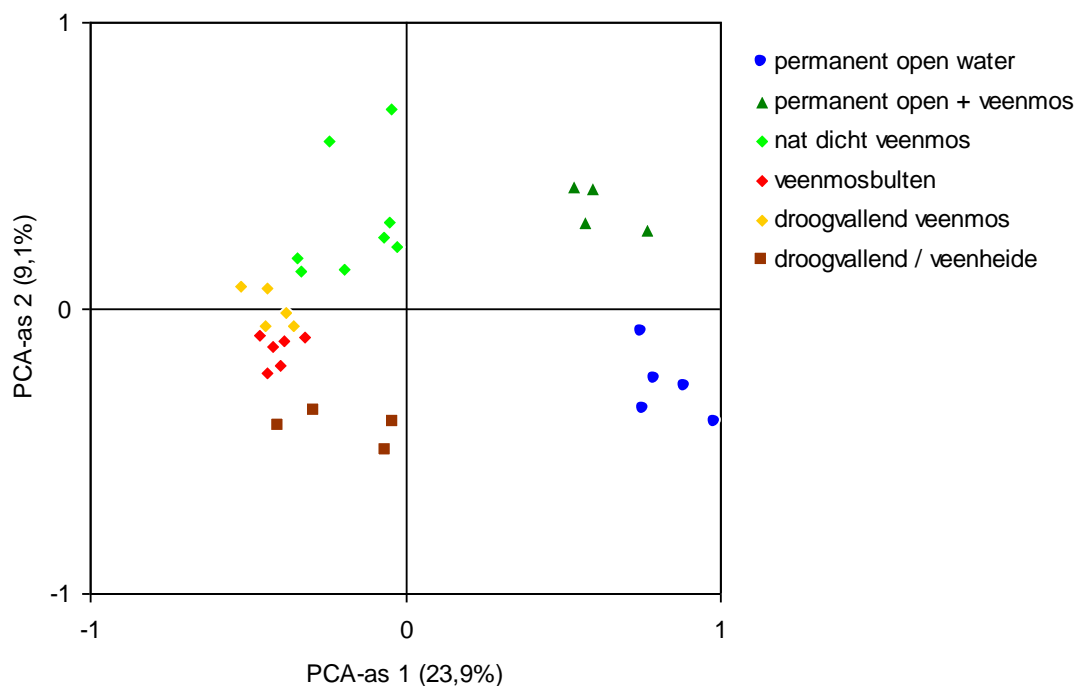
Belangrijke sturende factoren in de huidige soortensamenstelling zijn het droogvalregime (permanente, semipermanente en tijdelijke wateren) en vegetatiestructuur (veenmos, veenheide, graspollen, strooisellaag, bosopslag). Voor het herstelbeheer is het van belang dat variatie in deze terreincondities behouden blijft en waar mogelijk versterkt wordt. Door aanvullende maatregelen en het daarmee steeds verder beperken van waterstandsfluctuaties zal in grote delen van de hoogveenrestanten een verhoging van tenminste het zomerpeil



optreden. Mogelijk vallen daardoor terreindelen die in de voorgaande zeven jaren 's zomers droogvielen nu niet meer droog. Dat zal leiden tot verschuivingen in de soortensamenstelling van de watermacrofauna, afbraakprocessen en vegetatiesamenstelling. Op zichzelf hoeven deze verschuivingen niet negatief te zijn en kan juist een ontwikkeling in de gewenste richting optreden. Van belang is op welke schaal veranderingen optreden en dat de in de voorgaande paragrafen beschreven variatie in droogvalregime en vegetatiestructuur op kleinere schaal behouden blijft en de in het hoogveenlandschap thuishorende soorten die van de betreffende terreincondities afhankelijk zijn in het gebied behouden blijven.

Een belangrijke oorzaak voor het ontbreken of zeer zeldzaam zijn van karakteristieke soorten, die wel in intacte hoogvenen voorkomen, is het gebrek aan situaties met kwel en de overgangszone tussen kwel en inzijging. De ontwikkeling van rand- en kwelzones verdient daarom aandacht in het hoogveenherstel op landschapsschaal.

Een aantal soorten die in intacte hoogveenlandschappen in de lagg, veenbeken of overgangsvenen voorkomen, komen in Nederlandse hoogveenrestanten voor op specifieke plekken, bijvoorbeeld daar waar in het verleden storing is opgetreden via greppels en enige aanrijking met grondwater heeft plaatsgevonden, waar toestroming van water uit mineraliserende, verdroogde veenruggen opgetreedt, of waar gebiedsvreemd water zijn invloed doet gelden (bijvoorbeeld kwel vanuit de Helenavaart in de Mariapeel; Van Duinen *et al.* 2008).



**Figuur 5.8. Plot van Principale Componenten Analyse (PCA) van monsterpunten in het Bargerveen in 2006 op basis van aan- en afwezigheid van watermacrofaunasoorten, waarbij de monsterpunten zijn onderverdeeld op basis van het wel of niet optreden van droogval in de zomer en de dominantie van veenmos of strooisel/veenheide.**

**Figure 5.8. Plot of a Principal Component Analysis (PCA) of sample sites in the Bargerveen reserve in 2006 based on presence and absence of aquatic macrofauna species. The sample sites are classified based on whether the water body is permanent or temporal ('droogvallend') and on the dominance of either *Sphagnum* moss ('veenmos') or litter/heather moorland ('veenheide').**

De betekenis van deze variatie in terreincondities wordt in Figuur 5.8 geïllustreerd voor de watermacrofauna in het Bargerveen. In de figuur zijn verschillende clusters van monsterpunten te onderscheiden binnen het Bargerveen. Het grootste verschil in soortensamenstelling binnen het gebied is tussen de permanente wateren, zoals de

baggervelden en grotere compartimenten in het Meerstalblok (rechts in Figuur 5.8), en de geheel of gedeeltelijk droogvallende wateren en situaties met een dichte veenmosvegetatie (links in Figuur 5.8). Indeling van de monsterpunten op basis van het wel of niet optreden van droogval en de dominantie van veenmos levert enkele duidelijke groepen monsterpunten op. Deze zijn met verschillende symbolen aangeduid in Figuur 5.8. Bij de groepering van monsterpunten moet wel opgemerkt worden dat er een continuüm van variatie is: de onderscheiden watertypen gaan geleidelijk in elkaar over en de bemonsterde situaties zijn vaak een combinatie van elementen, bijvoorbeeld droogvallende veenheide met kale veenbodem en strooisellaag waarin slenkjes met nat veenmos voorkomen. In het Wierdense Veld werd een sterk gelijkend patroon in de variatie in soortensamenstelling gevonden (Van Duinen *et al.* 2004b). In Figuur 5.9 is met dezelfde kleuren als in Figuur 5.8 aangegeven bij welk watertype de monsterpunten zijn ingedeeld.

De monsterpunten die permanent open water hebben, zoals de baggervelden, de herstellende meerstallen in vak 1015 en de open wateren in vak 1012, worden in Figuur 5.8 dicht bij elkaar geplaatst in het kwadrant rechtsonder (blauwe cirkels). De open wateren zijn van belang voor met name de grote waterroofkevers, waaronder de in Nederland zeldzame en tyrfobionte *Dytiscus lapponicus* en de vrij zeldzame *Cybister lateralmarginalis*, en waterwantsen. Het watertype met een permanent natte veenmosvegetatie gecombineerd met enig open water (groene driehoeken), zoals de met Waterveenmos gevulde greppels in vak 1011, 1012 en 1021, herbergt zowel soorten van open water, als soorten van dichtere veenmosvegetaties en van de combinatie van open water en veenmos, zoals Waterspin (*Argyroneta aquatica*), larven van de voor zure wateren karakteristieke haftensoort *Leptophlebia vespertina*, larven van de karakteristieke Mosmug *Phalacrocer replicata*, diverse duikerwantsen, waterjuffers en dansmuggen.

De variatie in soortensamenstelling tussen de monsterpunten in de linker helft van Figuur 5.8 hangt sterk samen met het droogvalregime en de samenstelling en structuur van de vegetatie. De soortensamenstelling in de groep van monsterpunten met een natte, dichte veenmosvegetatie (licht groene ruiten) gaat geleidelijk over in de groep van de meerstallen en laagtes in veenheiden met goed ontwikkelde bult-slenk vegetatie (rode ruiten) en in het watertype dat droog valt en structuurrijk is (gele ruiten), zoals de greppels in de veenheide in vak 1024. De wateren van dit laatste type hebben een veenmosvegetatie gecombineerd met (vergraste) veenheide of pollen van Pijpestro en/of Pitrus en een strooisellaag. De bruine vierkanten betreffen de greppels en natte laagten in de veenheiden, in de vakken 1007 en 1024 en in het westen van het Schoonebeekerveld.

In verband met het herstelbeheer is het vooral belangrijk te weten dat de huidige variatie in droogvalregime, vegetatiesamenstelling en -structuur belangrijke factoren zijn in de soortensamenstelling van de watermacrofauna. Het spreekt voor zich dat bijvoorbeeld soorten die open water nodig hebben of een modderbodem met strooisellaag niet zullen profiteren van een toename van (dichte) veenmosvegetaties. De aanwezigheid van zowel permanente als droogvallende wateren, of zowel veenmosvegetaties als opgaande structuren zoals graspollen en heidestruiken, binnen de actieradius van insecten biedt een geschikte leefomgeving voor meer mobiele soorten die in verschillende stadia van hun levenscyclus beide watertypen gebruiken. De aanwezigheid van permanente wateren in perioden van droogte biedt soorten die dat nodig hebben de mogelijkheid de droge periode te overleven (Verberk *et al.* 2001, 2002, Moller Pillot 2003). De betekenis van grondwaterinvloed of kwel en overgangen tussen kwel en inzijging is in de voorgaande tekst al genoemd. Voor het behoud en herstel van de karakteristieke hoogveenfauna is het belangrijk dat deze variatie in watertypen gedurende en na de uitvoering van herstelbeheer aanwezig blijft en waar mogelijk te wordt versterkt.

Voor het beheer en met name eventuele verhogingen van waterpeilen in delen van een hoogveenrestant wordt geadviseerd te werken via de volgende stappen.



**Figuur 5.9. Indeling van de monsterpunten in het Bargerveen in watertypen op basis van de soortensamenstelling van watermacrofauna. De kleuren van de watertypen corresponderen met de typen in Figuur 5.8.**

**Figure 5.9. Classification of the sample sites in the Bargerveen reserve in water types based on the species assemblage of aquatic macroinvertebrates. The colours of the water types correspond to the types in Figure 5.8.**

1. Om veranderingen inzichtelijk te maken, wordt geadviseerd in kaart te brengen welke veranderingen ten opzichte van de afgelopen jaren zijn opgetreden in het terrein.
2. Vervolgens kan aan de hand verzamelde gegevens van vegetatie, flora en fauna en belangrijke terreincondities ingeschat worden of en hoe belangrijke soorten op kortere of langere termijn zullen reageren op de recente veranderingen.
3. Als daarop volgende stap wordt geadviseerd een voorspelling op de kaart te zetten van veranderingen die zullen optreden in zomer- en winterpeilen en in de vegetatie wanneer de voorgenomen verdere peilverhogingen zouden worden doorgevoerd.
4. Op basis van deze voorspellingskaart en verzamelde gegevens over de verspreiding van soorten kan dan ingeschat worden of en hoe soorten op deze peilverhogingen reageren.
5. In de daarop volgende besluitvorming over veranderingen in waterpeilen dient, naast de gestelde doelen, betrokken te worden op welke schaal veranderingen optreden en hoe variatie in droogvalregime en vegetatiestructuur op kleinere schaal wordt beïnvloed.
6. Bij het inschatten en afwegen van eventuele risico's voor het voorkomen van planten- en diersoorten dient ook het voorkomen van de betreffende soorten in andere terreindelen te worden betrokken. Zo zullen gebiedsdelen wellicht niet of nauwelijks beïnvloed worden door peilverhogingen en zijn daar in principe geen verschuivingen in het voorkomen van flora en fauna te verwachten.
7. Geadviseerd wordt, afhankelijk van de gekozen maatregelen, frequent te monitoren of de voorspelde veranderingen (of juist het uitblijven van veranderingen) in hoogten en fluctuaties van waterpeilen en droogval optreden. Bij afwijkingen dient ingeschat te

worden welke risico's zich voordoen en of maatregelen bijgesteld moeten worden om de gestelde doelen te bereiken. Waar nodig kan –afhankelijk van waargenomen of verwachte veranderingen– met behulp van gerichte monsternamen van water, bodem, gevoelige planten- en/of diersoorten de vinger aan de pols worden gehouden.

### **5.5.2 Ontwikkelen van randzones als vervangende habitats**

De vernattingmaatregelen en de daarop volgende hoogveenontwikkeling kunnen van invloed zijn op het voorkomen van de fauna die thuishoort in het hoogveenlandschap, maar daarbinnen gebonden is aan overgangssituaties naar minder voedselarme en drogere omstandigheden. Om hoogveenherstel mogelijk te maken, wordt gewerkt aan het beter vasthouden van regenwater. Dit is in principe gunstig voor veenmossen en andere typische planten- en diersoorten van hoogveenkernen. Een bijeffect van deze maatregelen kan zijn dat in de hoogveenrestanten de terreincondities van overgangssituaties vanuit het centrum van het natuurgebied zullen verschuiven naar de randen. In een natuurlijk veensysteem komen deze overgangssituaties ook voor in de randzones (of lagg). De soorten die van nature thuishoren in de randzones van hoogvenen zullen moeten meebewegen met de verplaatsing van de omstandigheden. In de PAS-gebiedsanalyse voor de Peelvenen (DLG & SBB, 2015) is voorzien dat deze soorten in dit veranderingsproces worden gefaciliteerd, omdat nieuwe habitats voor deze soorten aan de randen van de Peelrestanten worden ontwikkeld. Feitelijk speelt dit punt in alle hoogveenrestanten in meerdere of mindere mate. Door het open maken van het landschap voor hoogveenherstel conform de herstelstrategieën Herstellende Hoogvenen (H7120) en Actieve Hoogvenen (H7110) zullen bijvoorbeeld ook soorten als Blauwborst en Roodborsttapuit (waarvoor in meerdere gebieden een instandhoudingsdoelstelling geldt) in de toekomst in de centrale delen van hoogveenrestanten mogelijk minder geschikt biotoop aantreffen, wanneer zich een zeer open, natte en voedselarme hoogveenkern ontwikkelt. Een goede timing van de maatregelen is essentieel om de betreffende soorten daadwerkelijk de gelegenheid te geven zich te verplaatsen naar geschikte randzones. Belangrijk is de timing: worden de randzones in voldoende mate ingericht voordat grootschalige vernatting plaatsvindt? Wel is het zo dat de vernatting en hoogveenontwikkeling geleidelijk kunnen verlopen en daarmee in principe planten- en diersoorten de kans gegeven wordt naar de randen te migreren. De specifieke vereisten voor het nieuwe leefgebied en de methode om de soorten ook daadwerkelijk naar de randen te laten migreren dienen nog uitgewerkt te worden naar de lokale situatie van het betreffende hoogveenrestant.

De (her)inrichting van randzones geeft ook de mogelijkheid om voor andere soorten die in de hoogveenrestanten leven (of vroeger leefden) het habitat te herstellen of te verbeteren, zoals de Hoogveenglablibel, diverse soorten kokerjuffers, waterkevers en verschillende dagvlinders van hoogvenen: Spiegeldikkopje, Veenhooibeestje, Veenbesblauwtje en Veenbesparelmoervlinder. Daarnaast geeft het herinrichten van deze randzones veel kansen voor soorten die sterk profiteren van overgangen tussen voedselarme natuurgebieden en voedselrijkere agrarische randzones, zoals de Grauwe Klauwier, Nachtzwaluw en Kraanvogel. Ook verschillende soorten vleermuizen foerageren juist in deze overgangen vaak. Hiervoor is het met name van belang om het voedselaanbod in deze randzones te verhogen, bijvoorbeeld door het op de juiste manier omvormen van voormalige landbouwgronden.

Het realiseren van geschikte habitats voor (kenmerkende) soorten van hoogveenranden, waarvan het huidige habitat door vernatting binnen de hoogveenreservaten als gevolg van succesvol hoogveenherstel verloren gaat, is urgent. Aan vernattingmaatregelen is in de afgelopen jaren continue en met succes gewerkt. De verdere ontwikkeling van hoogveenkernen als gevolg van genomen maatregelen vindt plaats en aanvullende maatregelen worden in de komende jaren uitgevoerd. Vervangende habitats, zoals hierboven omschreven, moeten echter grotendeels nog ontwikkeld worden in de randzone. Deze habitats zullen ten dele binnen de bestaande reservaatsgrenzen kunnen ontwikkelen, maar er liggen ook goede kansen in reeds verworven en nog te verwerven gronden in en rondom de hoogveenrestanten. De verwerving en habitatontwikkeling zijn wel urgent. Daarbij is echter een onbeantwoorde vraag voor welke soorten deze percelen inderdaad een vervangend habitat bieden en of deze soorten zich daar ook vestigen. Dit zal zorgvuldig bekeken moeten worden. Daarnaast is ook inzicht nodig in de verplaatsing van soorten

vanuit hun huidige habitat naar de te ontwikkelen vervangende habitats en hoe eventuele knelpunten in de verplaatsing naar en vestiging in nieuw ontwikkelde randgebieden opgelost kunnen worden.

Om de benodigde informatie te vergaren en tot praktisch uitvoerbare, effectieve maatregelen te komen voor de ontwikkeling van randzones, zijn de volgende acties nodig:

1. Vaststellen voor welke soorten ontwikkeling van vervangend habitat nodig is.
2. In beeld brengen aan welke eisen dit vervangend habitat moet voldoen om populaties van deze soorten op het gewenste niveau te houden of te brengen.
3. Aangeven waar de vereiste habitats aanwezig blijven of ontwikkeld kunnen worden in en om het hoogveenrestant.
4. In beeld brengen voor welke overige diersoorten de inrichting van randen geoptimaliseerd kan worden.
5. Aangeven welke inrichtings- en beheersmaatregelen effectief zijn in het realiseren van de vereiste terreincondities voor de diverse (doel)soorten, onder meer vereisten voor broedgelegenheid, voedselbeschikbaarheid en overwinteringsplaatsen.
6. Knelpunten in de verplaatsing en vestiging van soorten identificeren en opheffen.

### **5.5.3 Ruimtelijke positie van kern en ondersteunende gebiedsdelen**

In de praktijk van het herstelbeheer van hoogveenrestanten wordt vaak wel onderscheid in ruimtelijke schalen gemaakt (o.a. De Hoop *et al.* 2011). Vaak is er toch nog een sterke gerichtheid op het microniveau, waarbij soorten, begroeiingen of delen van het reservaat als eigenstandige, onafhankelijke eenheden worden beschouwd (Grootjans *et al.* 2015b). Hierin schuilt het gevaar dat de ruimtelijke samenhang, en hoe die zich in de loop van de tijd bij verdere hoogveenregeneratie ontwikkelt, uit het oog wordt verloren en dat geen samenhangend, min of meer zelfstandig, redelijk robuust landschap ontstaat, waar de terreinbeheerder veel minder intensief hoeft in te grijpen dan nu en in de voorgaande halve eeuw.

In de praktijk zijn gestelde (Natura2000) doelen soms niet goed met elkaar te verenigen, tenzij ze ruimtelijk gescheiden worden. Daar dient dan wel een goede visie en aanpak voor ontwikkeld te worden. Dit geldt bijvoorbeeld voor de positie van bovenveengraslanden in het Bargerveen en de combinatie van de hoogveendoelstelling met doelstellingen voor Grauwe klauwieren of overwinterende ganzen. Voor de bovenveengraslanden is op basis van analyse van de randvoorwaarden voor de instandhouding van dit vegetatietype (heischrale graslanden op hoogveen) aangegeven dat een goede beheerstrategie is: meebewegen met de ruimtelijke ontwikkelingen van hoogveen en de gemeenschap van de bovenveengraslanden via inrichting en beheer geleiden naar de geschikte plekken die reesteren (Van Duinen *et al.* 2015). Grauwe Klauwieren zijn in de afgelopen jaren in het Bargerveen afgenomen in de kern van het gebied, maar lijken recent te profiteren van het beheer van de randen (med. M. Geertsma), wat feitelijk hun natuurlijke habitat is in hoogveenlandschappen.

Bij de aanleg van compartimenten en het peilbeheer van hoogveenrestanten is onderscheid gemaakt tussen kerngebieden, waar de kansen op hoogveenherstel vooreerst het grootst zijn, of reeds goed ontwikkelde hoogveenvegetaties of veenmosrijke heide aanwezig is, en ondersteunende gebiedsdelen. Zoals de naam aangeeft, is de functie van de ondersteunende gebiedsdelen het zoveel mogelijk stabiliseren van de waterstanden in de kern. Het peilbeheer van het Amsterdamsche Veld en Schoonebeekerveld is in de eerste plaats afgestemd op de functie van een interne hydrologische buffer die nog heel lang dienstbaar zal moeten blijven aan verder herstel van de kern van het reservaat in het Meerstalblok. Dat betekent zo hoog mogelijke waterstanden. In deze ondersteunende gebieden nu al toewerken naar een doelstelling "Actief hoogveen" wordt als te ambitieus beoordeeld, zelfs als in aangrenzend gebied in Duitsland de noodzakelijke hydrologische herstelmaatregelen worden genomen (Grootjans *et al.* 2015a). In het Amsterdamsche Veld zullen slenkvormende begroeiingen (Waterveenmos) nog heel lang de vegetatie blijven bepalen.

# 6 Inrichten van bufferzones en overgangszones

## 6.1 Rol van bufferzones en overgangszones

### 6.1.1 Definitie

In dit rapport hanteren wij een soortgelijke definitie voor een bufferzone als De Hoop *et al.* (2011), namelijk: gronden die uit gebruik zijn genomen ten behoeve van de ontwikkeling van een hoogveenkern door het uitdempen van externe, ongewenste invloeden. Voorbeelden van deze ongewenste invloeden zijn:

- (1) Drainage en grondwateronttrekkingen met als gevolg structurele of tijdelijke grondwaterstandsverlaging, die zich via watervoerende lagen tot onder de veenbasis manifesteert en daardoor leidt tot een toename van de wegzijging;
- (2) Toepassing van nutriënten, bestrijdingsmiddelen of andere milieu-verstorende stoffen in het omliggende gebied, die via de lucht ruimtelijk verspreid worden;
- (3) De aanvoer van warme lucht uit de drooggelegde omgeving, resulterend in een relatief hoge potentiële verdamping ten opzichte van een hoogveenkern in een vochtig zandlandschap (Succow & Joosten 2001).

Naast deze primaire, dempende functies, kunnen bufferzones een of meerdere secundaire doelen hebben, namelijk (De Hoop *et al.* 2011):

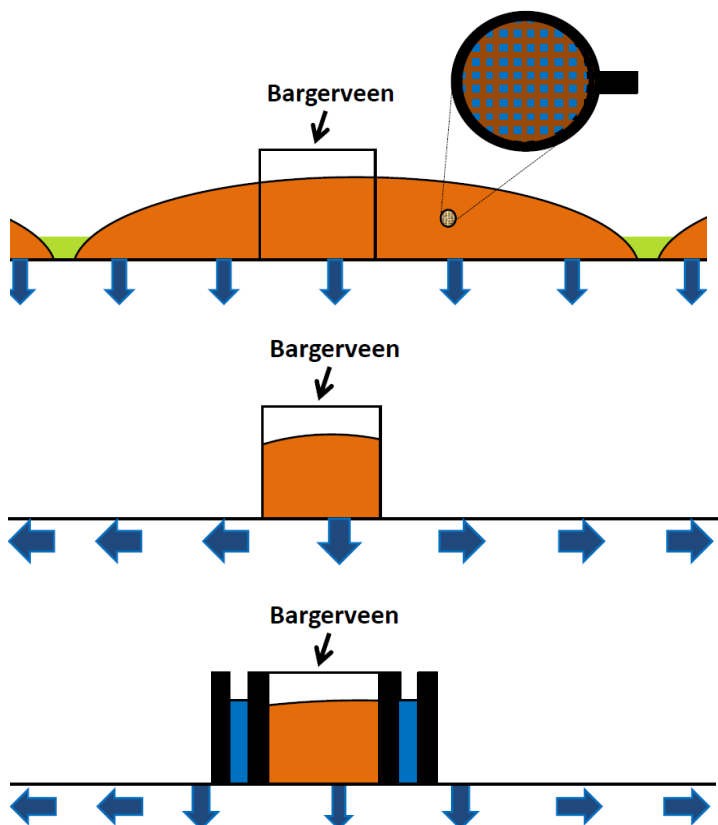
- (1) Het herstel van natuurlijke overgangen in de vochthuishouding van de hoogveenkern naar de minerale omgeving, zodat de schakering aan leefmilieus van planten en dieren die daar voorkomen een kans krijgt zich te herstellen;
- (2) Het herstel van het leefgebied van planten- of diersoorten die afhankelijk zijn van de aanwezigheid van zowel een hoogveenkern als een lagg (bijv. Kraanvogel en Blauwe kiekendief);
- (3) Het verbinden van natuurgebieden;
- (4) De ontwikkeling van andere ecosysteemdiensten, zoals waterberging en voedselproductie (zie hoofdstuk Ecosysteemdiensten).

Wanneer een bufferzone niet alleen de functie heeft om ongewenste invloeden vanuit de omgeving op het hoogveen te dempen, maar ook zelf een functie krijgt voor biodiversiteit en dan met name voor soorten die van nature ook thuishoren in de overgangen tussen het hoogveen en het omringende landschap, is feitelijk niet meer sprake van puur een bufferzone, maar wordt een meer of minder soortenrijke overgangs- of randzone ontwikkeld, die mogelijk past bij de kernopgaven “overgangszone grote venen” of “randzone komvenen” in het kader van Natura 2000 (Tabel 1.1). Zeker in het laatste geval vereist de inrichting bijzondere aandacht, omdat dan habitats ontwikkeld dienen te worden die daadwerkelijk bijdragen aan de biodiversiteit van het hoogveenlandschap en dan zullen de potenties voor gradiënten in beeld gebracht moeten worden.



### 6.1.2 CASUS: Bufferzones rondom het Bargerveen<sup>3</sup>

Net zo min als bij een waterdruppel of een hoop los zand, kun je van een hoogveenkoepel een groot stuk wegnemen en verwachten dat de rest ongewijzigd blijft. Elk deel van een levend hoogveenkoepel bestaat bij de gratie van de andere delen: de randen zorgen ervoor dat het water niet te snel uit de meer centrale delen wegstroomt, de meer centrale delen zorgen ervoor dat de snel drainerende randen van voldoende water voorzien worden. Wanneer je een stuk van een hoogveenkoepel afsnijdt, wordt het overblijvende deel van de koepel niet langer door het omgevende veen ondersteund. Het restant verliest sneller water vanuit het veenlichaam en het veenlichaam verandert door inklinking van vorm en krijgt steilere hellingen, zodat het restant ook oppervlakkig sneller water verliest (Figuur 6.1) en een verplaatsing van de waterscheiding met alle gevolgen van dien voor de PAC (zie het geval Raheenmore Bog in paragraaf 4.4.1).



**Figuur 6.1. Schematische weergaven van het huidige Bargerveen als restant van een voormalige hoogveenkoepel (boven en midden). De inzet toont de kleinschalige combinatie van waterstagnerende (veenvezels, bruin) en -doorlatende (grote poren, blauw) in het veen"gesteente". Onder: Het huidige Bargerveen, waar de functie van het verdwenen deel van de veenkoepel vervangen is door de aanleg van dijken (zwart) met een betere stagnatiewerking dan het voormalige veen en van bufferbasins (blauw) met een ruimtelijk effectievere waterberging dan het voormalige veen.**

Figure 6.1. Schematic representation of the current Bargerveen reserve as a remnant of a former raised bog massive (top and middle). The inset shows the small scaled combination of water stagnating (peat fibers, brown) and permeable (large pores, blue) in the peat. Below: The current Bargerveen reserve, where the function of the missing part of the peat dome is replaced by the construction of dikes (black) with better stagnation effect than the former peat and bufferbasins (blue) with a spatially more effective water storage than the former peat.

<sup>3</sup> Grotendeels overgenomen uit: Grootjans *et al.* (2015a)

Het verwijderen van grote delen van de hoogveenkoepel en van de aangrenzende hoogveenkoepels, laagveennaden en tussenveenmeren (het Zwartemeer is inmiddels droog ...) leidt – gezien vanuit het hoogveenrestant – tot twee verdere verslechtingen van de landschapshydrologie:

1. De wegzijging vanuit het restant naar onderen neemt toe omdat de waterdruk in de minerale ondergrond onder het veenrestant verlaagd wordt door de ontwatering in de omgeving (maar dit is een tijdelijke zaak, doordat het hoogveen zichzelf aan de onderzijde afdicht, zie 4.4.1);
2. De verdamping vanuit het restant neemt toe omdat de uitgestrekte ontwaterde venen en wetlands in de omgeving minder water verdampen dan in de vroegere natte situatie en de regionale lucht dientengevolge droger wordt, waardoor de resterende natte gebieden meer verdampen ("oase-effect").

De vraag waar de beheerder en de vanuit het beleid hierbij betrokkenen stonden en staan, is: Hoe krijgt het hoogveenrestant weer een hoge en stabiele waterstand? Het hoogveenrestant is als geïsoleerd, versneden hooggelegen blok te midden van een ontwaterde lage omgeving aan de natuurbescherming overgedragen. Hoewel er nog steeds op standplaatsniveau belangrijke hoogveenelementen voorkwamen, was het duidelijk dat zonder maatregelen de situatie zou blijven verslechteren. (Paradoxaal was de trots van het reservaat, de Grote Meerstal, die zich van open water ontwikkelde tot de belangrijkste concentratie hoogveenvegetatie, zelf een exponent van de voortschrijdende verdroging en aftakeling op landschapsschaal). Het was duidelijk dat ingrijpende maatregelen moesten worden getroffen om de verdergaande aftakeling te stoppen en de toestand te verbeteren. Veel opties tot verbetering bestonden niet. Het afgraven van het hoge blok om de waterstand dicht bij die van de omgeving te brengen en daarmee lekverliezen te verminderen, zou de nog goede hydraulische structuur van het verblijvende witveen vernietigen, dus dat kwam niet in aanmerking.

Aanvankelijk werden enkel binnen de hoogveenresten maatregelen getroffen, zoals het leggen van dammetjes en de eerste lage kades. Dit leidde lokaal tot verbeteringen, maar kon de voortgaande aftakeling op landschapsschaal niet stopzetten. Het werd in toenemende mate begrepen dat de voortgaande verslechtingen, die het gevolg waren van ontwikkelingen "buiten", enkel door maatregelen "buiten" verzacht konden worden. Het terugbrengen van de voormalige functionele veenstructuur van fijnmazig gecombineerde stagnatie en berging op landschapsschaal was onmogelijk, zowel technisch als qua ruimtebeslag. Daarom werd ervoor gekozen deze functies ruimtelijk te scheiden en te concentreren door de aanleg van keileemwallen (met een betere stagnatiewerking dan het voormalige veen) en van bufferbasins (met een ruimtelijk effectievere waterberging dan het voormalige veen; Figuur 6.1).

De zeer geringe doorlatendheid van de dijken zorgt er – net als de vroegere uitgestrekte zijdelingse veenpakketten – voor dat het water niet te snel uit het hoogveenrestant wegstroomt. De bufferbasins zorgen er – net als de vroegere uitgestrekte zijdelingse veenpakketten – voor dat

- 1) de verschillen in waterstandshoogte tussen hoogveenrestant en omgeving geringer zijn. Ze ondersteunen daarmee de dijken in het verminderen van het zijdelingse waterverlies door en over het veenlichaam
- 2) de waterstand op de laagste plekken weer omhoog gaat, waardoor er minder wegzijging uit het hoogveenlichaam naar deze lage plekken plaatsvindt
- 3) de verdamping in de omgeving weer toeneemt waardoor minder verdampingsverliezen uit de actuele en zich herstellende hoogveenvegetaties plaatsvinden.

## 6.2 Herstel laggs en overgangszones

### 6.2.1 Vertaling naar Nederlandse situatie

Uit het onderzoek naar laggs in Canada blijkt dat er vele typen laggs voorkomen en dat deze in twee hoofdtypen kunnen worden ingedeeld (begrensd en niet-begrensd; Figuur 3.13). Het onderzoek heeft zich gericht op het in beeld brengen van de abiotische karakteristieken en vegetatietypen van laggs. Enerzijds om de begrenzings van de lagg te kunnen bepalen, maar ook om de kennis toe te passen voor het restaureren van aangetaste laggs. Dit is in groot contrast met de Nederlandse hoogvenen, waar de laggs al lang geleden compleet zijn verdwenen en de regionale grondwaterstand sterk is gedaald. In veel gevallen ligt de locatie van de vroegere laggs zelfs ver buiten de huidige begrenzing (Bouwman *et al.* 2016). Er is dan eigenlijk geen sprake meer van herstel van de laggs, maar eventueel van het creëren van nieuwe overgangszones die qua abiotische omstandigheden en vegetatie- en faunasamenstelling overeenkomsten hebben met een lagg door voeding met zowel zuur veenwater, als in meer of mindere mate met basen aangerijkt (grond)water. In restanten van komvenen (bijv. Korenburgerveen), maar ook bijvoorbeeld in het Witterveld en het Aamsveen liggen voormalige laggs binnen het reservaat. Voor een deel van de Engbertsdijksvennen ligt de vroegere overgang naar de minerale bodem ook niet ver van de huidige reservaatsgrens.

De eerste vraag die bij het ontwikkelen van een lagg van belang is: is er in de directe omgeving van het hoogveenrestant aanvoer van grondwater of is er alleen sprake van wegzijging? Alleen op locaties waar in de wortelzone van planten invloed is van kwelwater of waar de kwelintensiteit met hydrologische maatregelen te versterken is, kan een nieuwe lagg ontwikkeld worden waar veenwater en basenrijker water met elkaar mengen. In het kader van de inrichting van hydrologische bufferzones zal voor de mogelijke toekomstige laggs vaak gekeken worden naar de potenties buiten de huidige grenzen van het natuurterrein, namelijk de grenzen van de aangewezen bufferzone. Vanuit het Canadese onderzoek en ook in een Engelse handleiding voor het ontwerp van hydrologische beschermingszones rond hoogvenen (Morgan-Jones *et al.* 2005) wordt aangegeven dat deze hydrologische beschermings- of bufferzones de hele lagg en eventueel ook inzigsgebied aan de buitenzijde zou moeten omvatten, in het geval van een begrensde lagg. In het geval het reliëf zodanig is, dat sprake is van een niet-begrensde lagg, wordt door Morgan-Jones *et al.* (2005) aangegeven dat een gedetailleerde studie nodig is om de meest geschikte ligging en inrichting van de hydrologische beschermingszone te bepalen. Voor de hoogveenrestanten waar de huidige rand is ontstaan door afgraving en ontginning en de grondwaterstand onder de wortelzone ligt, geldt feitelijk ook deze laatste situatie. Dan zal niet zozeer over een lagg, maar over een overgangszone gesproken moeten worden. Een complicerende factor is dat de huidige randen van hoogveenrestanten veelal omringd zijn door kades en neerslagoverschot vanuit het veen geconcentreerd op enkele plekken het gebied verlaat via stuwen. Van een brede zone waar oppervlakkig afstromend water vanuit het hoogveen inzigt in een lagg is dus geen sprake.

De gebieden die als bufferzone zullen worden ingericht hebben vrijwel allemaal een agrarisch verleden. Met dit agrarische verleden zal bij de inrichting van bufferzones rekening gehouden moeten worden; het kan een knelpunt zijn wanneer een vegetatie- en faunasamenstelling wordt nagestreefd die thuishoort in een meer natuurlijke lagg, waarvan in het voorgaande diverse vormen zijn beschreven. Dit neemt niet weg dat in een nieuw te ontwikkelen lagg of andersoortige overgangszone natuurwaarden kunnen ontwikkelen en ook van belang kan zijn voor soorten die thuishoren in een hoogveenlandschap. In elk geval voor vogelsoorten als Kraanvogel, Grauwe klauwier, Porceleinhoen en Blauwborst en ook voor Adder hebben zulke ontwikkelingen betekenis (med. M. Snip op basis van ervaringen Fochteloërveen).

### 6.2.2 CASUS: Ontwikkeling nieuwe laggs in UK

In Wales (Verenigd Koninkrijk) zijn lage dammen van klei aangelegd aan de buitenzijde van het hoogveen om een lagg te creëren met meer gebufferde omstandigheden (Brooks &

Stoneman 1997). Door aanrijking met mineralen uit de klei hebben zich in Cors Caron meer gebufferde vegetatietypen ontwikkeld. Belangrijk daarbij is natuurlijk wel dat het hoogveen hoger ligt dan de gecreëerde lagg van kleidammen, om te voorkomen dat gebufferd water te ver het zure hoogveen in kan stromen. In Engeland werden vanaf 2000 aan de rand van een aantal hoogvenen nieuwe laggs gecreëerd door het vernatten van de rand van het veen en aangrenzende landbouwgronden (Mawby & Brock 2007). Daarbij was het verbeteren van de hydrologische omstandigheden van de rand van de veenkern ook een belangrijk doel, omdat door het dunne en verdroogde veenpakket in de randen waterverlies optrad. Met behulp van dammen en kunststof damwanden werd getracht scheuren te dichten. Ook werden sloten gedempt of afgedamd. Op korte termijn werden positieve effecten gezien in termen van vernatting van de randen van de hoogveenkern en groei van veenmossen. De resultaten voor de ontwikkeling van de lagg en eventuele hiervoor kenmerkende soorten zijn helaas niet gedocumenteerd.

### 6.2.3 Herstelmaatregelen hoogveengradiënt (PAS)

In de beschrijving van het gradiënttype Actief hoogveen (incl. laggs) in het kader van de PAS-herstelstrategieën zijn de volgende maatregelen en aandachtspunten daarbij benoemd en uitgewerkt door Everts *et al.* (2014):

- Herstel van (basenarm en/of basenrijk) grondwaterinvloed in de randen van hoogvenen zorgt voor het herstel van gradiënten (of mozaïeken) in het hoogveen en met het omringende nat zandlandschap. Van deze gradiënten zijn kenmerkende diersoorten van hoogvenen afhankelijk zoals Hoogveenglanslibel, Veenbesparelmoervlinder, Veenbesblauwtje en verschillende soorten aquatische macrofauna (Van Duinen *et al.* 2004a en 2006). Deze gradiënt kan alleen versterkt worden door zowel herstel van de waterhuishouding van de hoogveenkern als herstel van de vroegere invloed van mineraal grondwater in de wortelzone van de vegetatie. Beide processen moeten ongeveer gelijktijdig worden hersteld omdat anders de gradiënt in abiotisch opzicht zal gaan verschuiven, bijvoorbeeld een grotere ruimtelijke invloed van zuur veenwater, wanneer alleen maatregelen worden genomen voor herstel van de waterhuishouding van de hoogveenkern. Flora en fauna kunnen dan niet tijdig mee verhuizen. Maatregelen die aan herstel of verbetering van de vroegere invloed van mineraal grondwater in de wortelzone van de vegetatie bijdragen zijn gericht op verhoging van de grondwaterstanden en bevordering van het uittreden van grondwater in de wortelzone van de vegetatie. Tot de maatregelen die in deze samenhang genomen kunnen worden, behoren:
  - Het dempen van voormalige, niet langer functionele sloten en greppels in het veen zelf;
  - Het beduikeren of omleiden van diepe doorvoersloten die water uit bovenliggende landbouwgebieden afvoeren;
  - Het dempen of verondiepen van beken dan wel het stoppen met of het aanzienlijk verminderen van beekonderhoud (maaien, baggeren);
  - Maatregelen in het intrekgebied van het grondwater, hoofdzakelijk het verminderen of geheel verwijderen van drainage (sloten, greppels, buisdrains), het verminderen of stoppen van grondwateronttrekking en het omvormen van naald- naar loofbos of van bos naar lage begroeiingen.
- De aanleg van hydrologische bufferzones kan van groot belang zijn voor het realiseren van aansluitingen op nabije natuurgebieden om zo het herstel te bevorderen van completere en samenhangende hoogveen- en nat-zandlandschappen met de daarvoor karakteristieke gradiëntsituatie. Die gradiënt omvat vijf zones: (i) het boomvrije centrum, (ii) het hellende deel van het veenlichaam, (iii) de rand met Hoogveenbossen (inclusief daartoe behorende struwelen) en Vochtige heiden, (iv) de lagg en (v) het nat-zandlandschap op minerale bodem. De vierde zone bezit bij voorkeur een kleinschalige inrichting. Voor de fauna is het herstel van zo'n gradiënt met bijbehorende heterogeniteit van groot belang (Van Duinen *et al.* 2006, Verberk 2008). De inrichting van bufferzones dient gericht te zijn op een verdere verhoging van de drainagebasis waardoor deze zich in de veenbasis gaat bevinden en de wegzijging uit het veencomplex naar de ondergrond vermindert.
- Vanwege het niet optimaal functioneren van de hydrologie maken de veenbeken op dit moment geen onderdeel meer uit van de gradiënt. Herstel van deze beken (rullen) vraagt om een functionerende acrotelm over grote oppervlakten. Het is niet te

verwachten dat in een Nederlands hoogveenrestant binnen enkele decennia over zulke grote oppervlakten een functionerende acrotelm zal zijn hersteld. Herstel van veenbeken is daarom vooralsnog niet aan de orde;

- Vermesting is een regelmatig voorkomend probleem dat kan worden bestreden door:
  - Het omvormen van bos naar lage begroeiingen en het stoppen van bemesting in het intrekgebied om de kwaliteit van het toegevoerde grondwater te verbeteren. De omvorming van bossen draagt bij aan een verminderde stikstofbelasting en verzuring van het grondwater;
  - In het veencomplex zelf kan na verwerving van gronden als natuurgebied vermessing worden bestreden via inrichtingsmaatregelen zoals het verwijderen van de bemeste toplaag of via verschrallingsbeheer zoals uitmijnen en maaien en afvoeren;
  - Verbetering van de kwaliteit van het beekwater wanneer overstromingen met beekwater plaatsvinden. Indien bemesting van landbouwpercelen niet kan worden gestopt of aanzienlijk verminderd dan kan verbetering van de waterkwaliteit worden bereikt door op deze landbouwgronden in ieder geval langs de beek bemestingsvrije zones in te stellen. Een andere mogelijkheid om de vermessing van het natuurgebied via overstroming met beekwater te beperken, is het bovenstrooms langer vasthouden van afvoerpieken bijvoorbeeld door het graven en inrichten van bufferbassins.

#### *Aandachtspunten bij herstelmaatregelen*

Bij het nemen van maatregelen gelden de volgende aandachtspunten:

- Fragmentatie van de resterende veendelen door compartimentering met kades kan in systemen met een complex samenspel van basenrijk grondwater en zuurder hoogveenwater herstel van de gradiënt in de weg staan (Verberk & Esselink 2006).
- Bij vernatting van de omgeving van het hoogveen moet onnatuurlijke drainage zoveel mogelijk beperkt worden en er tegelijkertijd voor worden gewaakt dat geen onnatuurlijk langdurige stagnatie van water optreedt. Afvoer van nutriënten via oppervlakkig afstromend water is voor veel relatief voedselrijke systemen zoals Elzenbroeken van groot belang om eutrofiering te voorkomen. Vooral als het oppervlaktewater of het aangevoerde grondwater sulfaatrijk is, dreigt het gevaar van fosfaatmobilisatie (Lucassen *et al.* 2004, Smolders *et al.* 2006a). In gebieden met een zeer sterke kweldruk, die niet langdurig en intensief bemest zijn geweest, is het gevaar voor eutrofiering bij vernatting niet erg groot, zeker niet wanneer het diepe grondwater ijzerrijk en sulfaatarm is.
- Soms worden greppelstelsels aangelegd in gebieden waar kwel van basenrijk grondwater sterk is verminderd en waar zich neerslaglenzen hebben gevormd. Het doel van de begreppeling is de afvoer van zuur neerslagwater uit de lens om zo de toevoer van basenrijk grondwater naar de wortelzone te bevorderen (Van der Hoek & Heijmans 2005). Uit Van der Hoek & Heijmans (2005) blijkt dat begreppelen in zulke gebieden niet leidt tot een grotere invloed van basenrijk grondwater in de wortelzone. Het leidt eerder tot ontwatering en daarmee tot een grotere invloed van neerslagwater. Met het begreppelen van verzuurde, voorheen grondwatergevoede terreinen met als doel de afvoer van stagnant regenwater dient dan ook zeer terughoudend te worden omgegaan (Jansen *et al.* 2007). Bovenal dienen maatregelen te worden genomen die de toevoer van basen via het grondwater bevorderen.
- Plaggen van veraarde veengronden in combinatie met sterke vernatting kan bij voldoende toestroming van basenrijk grondwater binnen tien jaar leiden tot de ontwikkeling van orchideeënrijke graslanden en aanzetten tot een alkalisch laagveen (kalkmoeras; H7230) of een soortenrijk Elzenbroekbos (H91E0C) (Grootjans *et al.* 2007). Met het plaggen van grondwater gevoede, basenrijke randvenen bestaat echter weinig ervaring.
- Bij maaiveldverlaging door afgraving van de toplaag in de nabijheid van bestaande grondwaterafhankelijke natuurgebieden is een zorgvuldige afweging nodig om het risico van verdrogings schade aan het bestaande natuurgebied te voorkomen (Runhaar 1999). Door afgraven van de bovenste bodemlaag kan het nieuwe natuurgebied lager komen te liggen dan het oude, waardoor grondwater in mindere mate naar het oude deel van het natuurgebied zal stromen. Het gevolg is dat daar de standen zullen dalen en de kwel van grondwater zal verminderen. Het afgraven van een bestaand, verdroogd natuurgebied om aldus dicht bij het grondwater te komen is een onomkeerbare, laatste optie met

veel neveneffecten, zoals op fauna, verlies van zaadkapitaal en vervlakking van microreliëf.

- Voordat wordt overgegaan tot afgraven van voormalige landbouwgronden in de bufferzone, het intrekgebied of in het veencomplex zelf moeten vanuit het functioneren van de gradiënt de volgende aandachtspunten in beschouwing zijn genomen:
  - Wat wordt de hoogteligging van de voormalige landbouwgronden na afgraven? Afgraven moet worden ontraden wanneer de af te graven delen zo laag komen te liggen dat ze (delen van) het veencomplex gaan draineren;

Afgraven wordt verder afgeraden wanneer daardoor de opbolling van de grondwaterspiegel in hogere ruggen in het intrekgebied wordt afgetopt (Adema *et al.* 2010). Daardoor neemt met name in natte perioden het stijghoogteverschil met het veencomplex af en daarmee de intensiteit en de duur van de kwel. In zulke gevallen kan uitmijnen van de bodem een alternatief zijn. Uitmijnen is het selectief toedienen van voedingsstoffen, bijvoorbeeld stikstof en kalium, waardoor fosfaat versneld via opname door planten en afvoer door maaien kan worden onttrokken aan de bodem. Er is nadere studie nodig naar de criteria en de condities waaronder voor het toepassen van een specifieke verschralingstechniek (ontgronden, uitmijnen, plaggen, maaien en afvoeren, afvoer nutriënten via afstromend water, tijdelijke aquacultures) wordt gekozen.

#### **6.2.4 CASUS: Buffer- en randzones rondom het Fochteloërveen**

Het Fochteloërveen is een restant van de grotendeels afgegraven Smildervenen die oorspronkelijk een groot gebied rond de huidige provinciegrenzen van Drenthe en Friesland bedekten. Het veen groeide tot maximaal enkele meters boven de omgeving uit. Vanaf de zestiende eeuw werden de Smildervenen afgegraven. Hierdoor kwam het Fochteloërveen hoog in het landschap te liggen. Ook het omliggende gebied werd grotendeels ontwaterd ten behoeve van landbouwgronden en de bodembedekking werd vervangen door agrarische gewassen. Tegelijkertijd nam het grondwatergebruik voor o.a. de irrigatie van gewassen toe. Door het afgraven en de oxidatie van het veen zijn de accenten in het reliëf langs de grenzen van het natuurgebied toegenomen. Door deze ingrepen verliest het veengebied te snel grondwater door oppervlakte afvoer, drainage door de omgeving en wegzijging naar het eerste watervoerende pakket. Deze snelle waterverliezen vormen een belemmering voor het realiseren van de N2000-doelstellingen (Provincie Drenthe 2015).

De ondergrond van het Fochteloërveen bestaat uit een veenpakket (Formatie van Nieuwkoop) van maximaal 2 meter. De onderste 5 à 10 cm bestaat uit een zeer slecht waterdoorlatende gliedelaag bestaande uit amorfe humus. Lokaal kan de gliedelaag ontbreken, maar daar komt dan een leemlaag van 10 à 20 cm dik voor. Onder de veenlaag bevindt zich een zeer dunne fijnzandige laag (Formatie van Bortel) van 1 tot 3 m dik. Deze zandige laag wordt aan de onderkant afgesloten door keileem van maximaal 2 m dikte. Vervolgens 0-4 m fijn zand en daaronder de Peelo klei bestaande uit slecht doorlatende zwarte klei (potklei). Volgens Van der Gaast en Kiestra (2008) komen als gevolg van ondiepe keileem in een groot deel van het onderzoeksgebied komen, in natte perioden, ondiepe (schijn)grondwaterspiegels voor.

Sinds de jaren 1960 wordt gewerkt aan het vernatten van het Fochteloërveen, met als ultiem doel de ontwikkeling naar een zichzelf instandhoudend, levend hoogveen. Tot 2010 werd het vernatten aangepakt met interne maatregelen, zoals het plaatsen van damwanden en stuwen in het natuurgebied geplaatst om de afstroming van water naar de omgeving te vertragen. Ondertussen bestaat het natuurgebied uit tientallen compartimenten met elk een eigen streefpeil dat trapsgewijs toeneemt met het maaiveld (zie Figuur 6.4 ). Vanaf 2000 zijn ook maatregelen buiten het Fochteloërveen genomen. Zo is het Compagnonsveld ingericht en is in 2010 aan de westkant op 2 plaatsen een bufferzone aangelegd op voormalige landbouwpercelen (Figuur 6.2). In deze bufferzones zijn de volgende maatregelen genomen:

- kades aangelegd,
- knijpstuwen geplaatst,



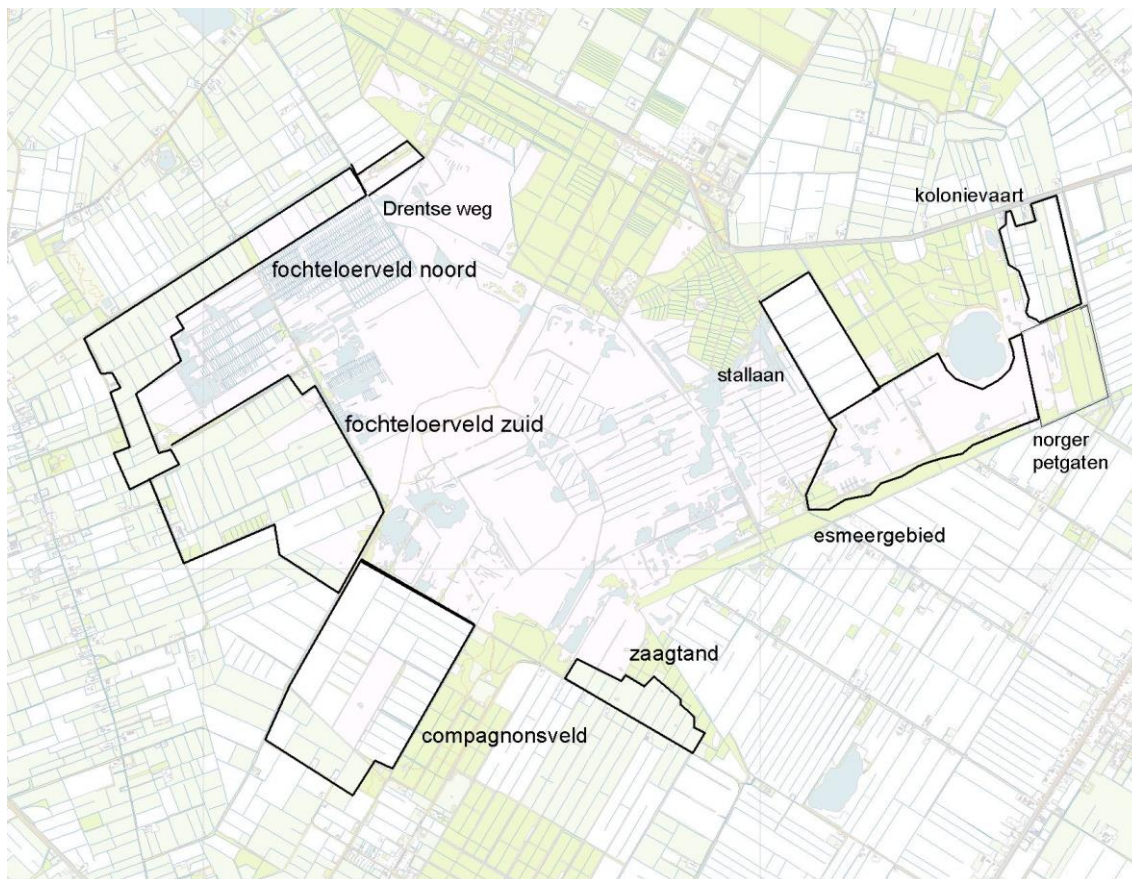
- wijken afgedamd,
- sloten gedempt,
- slenken gegraven en
- de waterpeilen zijn opgezet.



**Figuur 6.2. Bufferzone aan de westzijde van het Fochteloërveen. Door middel van een stelsel van kades, stuwen en overstorten wordt stapsgewijs het verschil in waterstand overbrugd tussen het reservaat en de omgeving.**

**Figure 6.2. Buffer zone on the west side of the Fochteloërveen reserve. By means of a system of embankments and weirs the difference in watertable between the reserve and the surrounding land is bridged stepwise.**





**Figuur 6.3. Overzichtskarta van deelgebieden die zijn ingericht als buffer- en randzone tussen het Fochteloërveen en de omringende landbouwgebieden.**

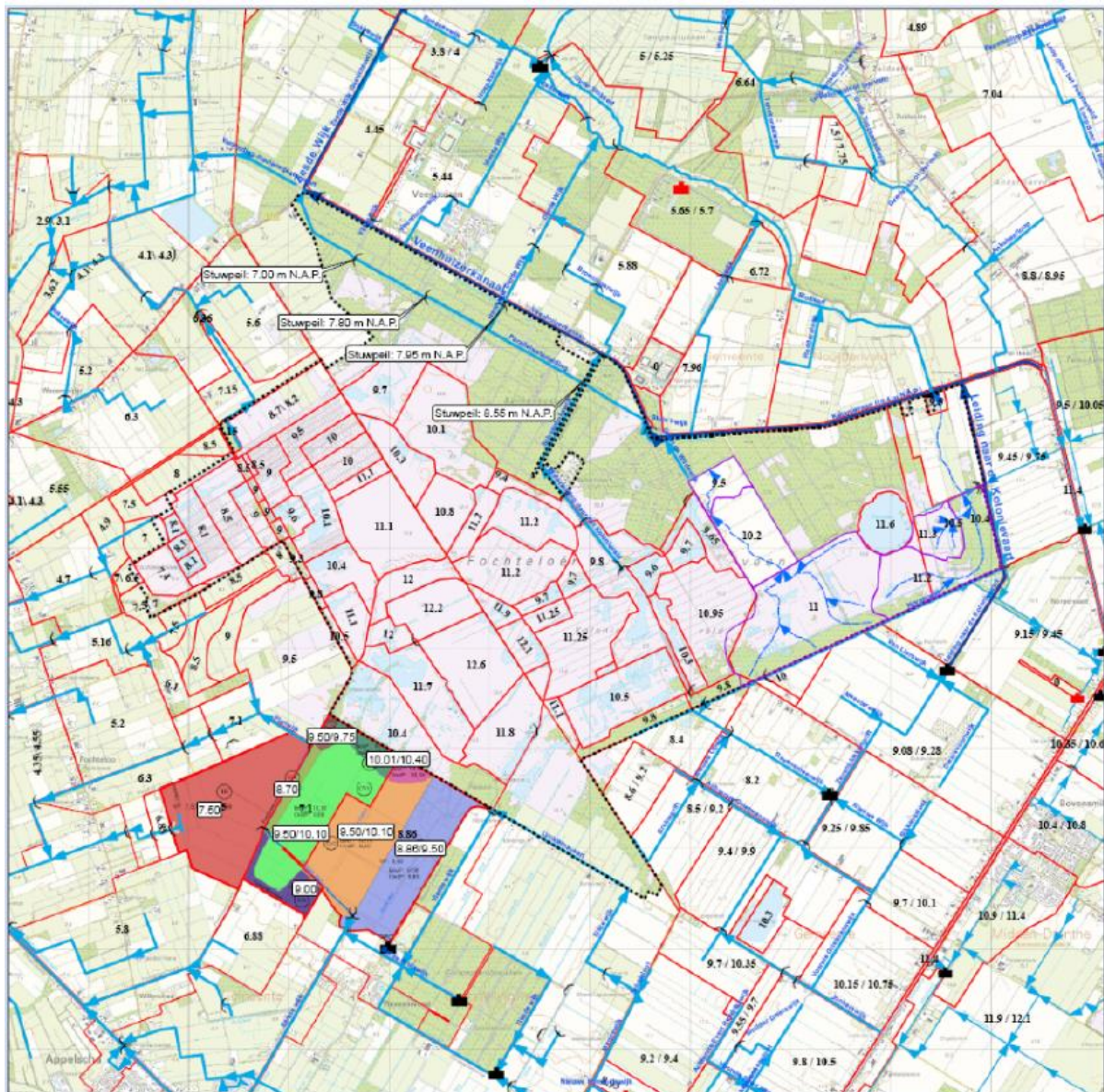
**Figure 6.3. Overview of the areas shaped around the Fochteloërveen reserve to function as buffer and transitional zone between the bog remnant and the surrounding agricultural land.**

In 2011 is aan de zuidzijde het slotenstelsel in het voormalig landbouwgebied gedempt en zijn petgaten gegraven. Van de Gaast en Kienstra (2008) verwachten dat door het betrekkelijk geringe doorlaatvermogen van het eerste watervoerende pakket de ruimtelijke verbreiding van de grondwaterstandsverhoging als gevolg van het voorgenomen peilverschil relatief gering zal zijn. In het zuidwestelijk deel van het Esmeergebied is het na demping van de Veertigroewijk fors natter is geworden: het freatisch peil is een halve meter gestegen. In andere deelgebieden is geconstateerd dat de waterstand langer hoog blijft en de zomeruitzakking geringer is (Boer *et al.* 2014).

Om natschade aan omliggende landbouwpercelen te voorkomen, zijn in het landbouwgebied grenzend aan de bufferzones maatregelen genomen. Deze maatregelen bestaan uit het opschonen en baggeren van de wijken en het aanleggen van buisdrainage. Daarmee wordt een deel van het effect van de bufferzone teniet gedaan.

Volgens Boer *et al.* (2014) heeft de herinrichting geleid tot een duidelijke vernatting van het gebied. Het dempen van de wijken en het plaatsen van de stuwen heeft geleid tot een plotseling geheel gewijzigd afvoerpatroon. In het eerste jaar na voltooiing van de inrichting zakten de waterstanden minder diep weg en 's winters vindt inundatie van de laagste delen plaats. De afwatering werd overgenomen door het kommen- en slenkenstelsel in het gebied. Op enkele locaties in een stijging van de grondwaterstand met 50 cm waargenomen. Deze stijging wordt verklaard door het dempen van de Veertigroewijk. Het zal echter nog enkele jaren duren voordat de hydrologie zich heeft ingesteld op de gewijzigde situatie.





### Legenda

#### Oppervlakkige afstroming Norger Petgaten en Esmeergebiet

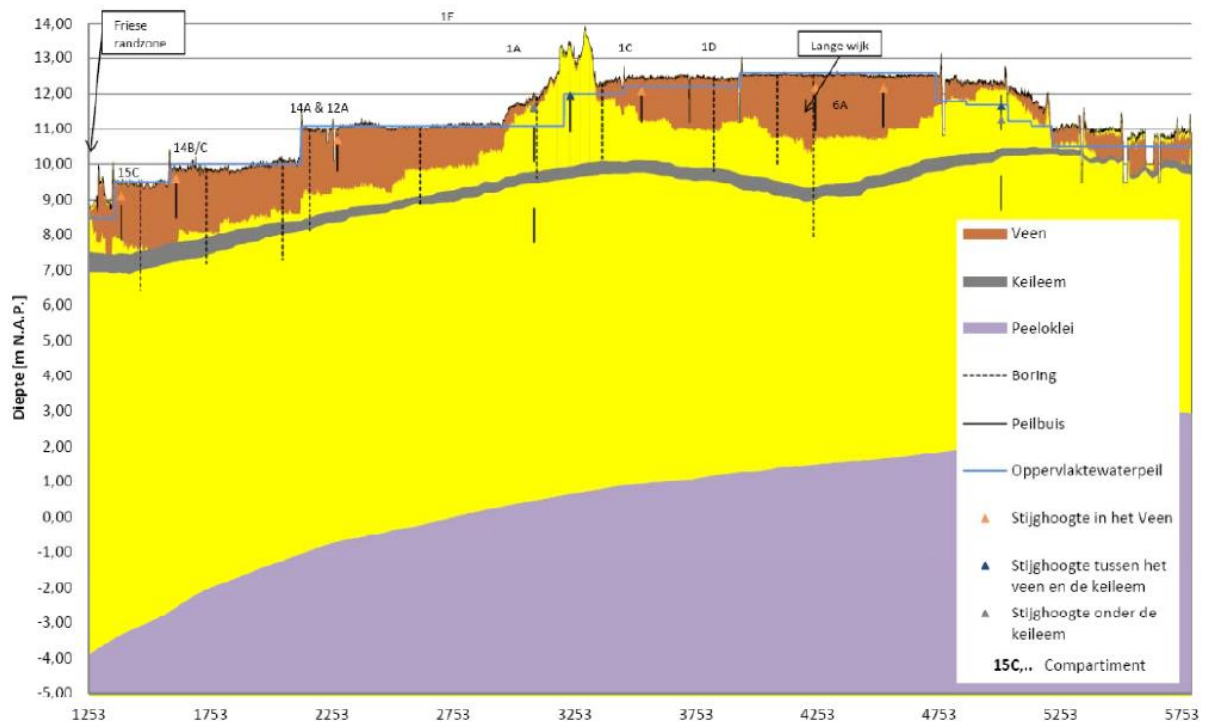
- > Afstroomrichting maaiveld
- Afstroom gebieden
- Grens Natura 2000-gebied Fochteloërveen
- Gemaal onderbemaling
- Gemaal afvoer
- ~ Stuw
- Peilgebied (winter/zomer peil of jaarrond peil)
- Hoofdwatgang

\* De weergegeven peilen zijn na uitvoering Dutch Crane Reserve en landinrichting Fochteloërveen Friese zijde.

**Figuur 6.4. Compartimentering van het peilbeheer van het Fochteloërveen met houten damwanden kades en stuwen. Bron: Rijkema *et al.* (2012).**

**Figure 6.4. Compartments for the water table management of the Fochteloërveen reserve with wooden sheet-pile walls, dams and weirs. Source: Rijkema *et al.* (2012).**





**Figuur 6.5. Geohydrologisch dwarsprofiel van het Fochteloërveen (oriëntatie noordwest-zuidoost). Bron: Rijpkema *et al.* (2012).**

**Figure 6.5. Geohydrological cross section of the Fochteloërveen (orientation NW-SE). Source: Rijpkema *et al.* (2012).**



**Figuur 6.6. In de buffer- of randzones rondom het Fochteloërveen ontwikkelt afhankelijk van de lokale situatie heide, open water, moerasruigte of wilgenbos. Ook zijn er graslanden die gemaaid en beweid worden. In alle gevallen is een belangrijk doel de waterstand tegen het hoogveen aan te verhogen.**

**Figure 6.6. In the buffer and transitional zones around the Fochteloërveen heathland, open water, marsh brushwood or willow wood are developing, depending on the local situation. In addition, there are grasslands that are mowed and grazed. In all cases, a main goal is to increase the water table towards the bog.**

## 6.3 Biodiversiteit en beheer buffer- en overgangszones

### 6.3.1 CASUS: Fochteloërveen – Variatie in de buffers

De beheerder streeft variatie in de vegetatie na en heeft voor elk deelgebied een streefbeeld. Afhankelijk van de lokale situatie ontwikkelen er plassen of nat wilgenstruweel, of juist droge heide op zandopduikingen. In enkele deelgebieden is plaggen een optie om er heide te ontwikkelen. Ook zijn er diverse graslanden waar het beheertype flora- en faunarijk grasland geldt. De beheerder experimenteert en stuurt met begrazing met verschillende typen vee en probeert dynamiek aan te brengen door sommige delen sterk te laten begrazen en vervolgens weer een tijd niet of weinig te laten begrazen. De nieuwe randzones met daarin onder andere natte Pitrusvelden, vormen een uitwijkplaats voor Porseleinhoen; voor deze soort wordt het in het Natura 2000 gedeelte van het gebied minder geschikt door de voortgaande veenmosontwikkeling. Delen van de bufferzones worden door Kraanvogels benut om er te broeden en/of te foerageren. Ook is er de trend dat ganzen meer gebruik gaan maken van de plassen in de randzones dan van de plassen in het hoogveen. Dit is uiteraard gunstig. Verder zijn op diverse plekken Meidoorns, enkele Lijsterbessen en Gelderse rozen aangeplant (med. M. Snip).

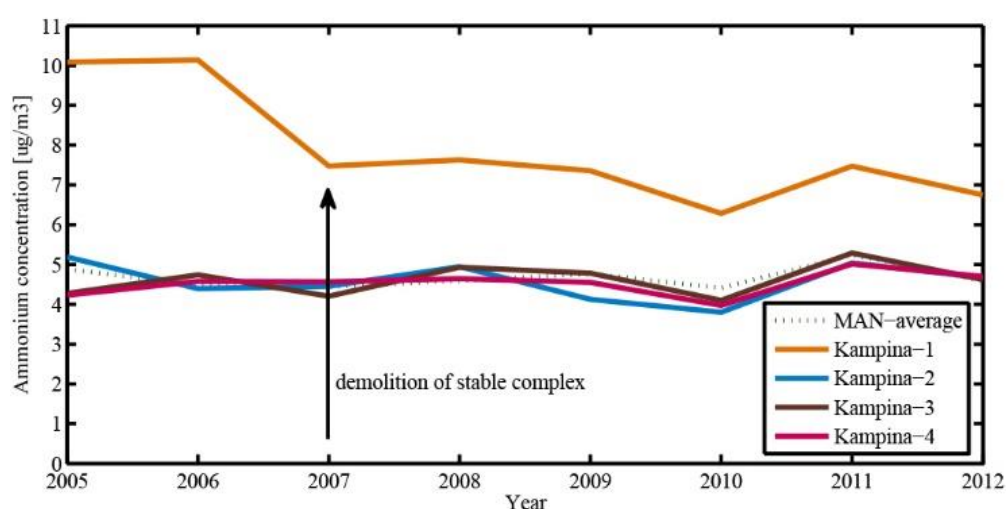
### 6.3.2 CASUS: Haaksbergerveen – Vegetatie oostelijke randzone Siberië

Aan de oostzijde van het Haaksbergerveen zijn voormalige landbouwpercelen afgegraven en vernat. In 2013 is in het gebied de vegetatie gekarteerd (Inberg *et al.* 2014): "Deze percelen zijn in de voorgaande vegetatiekartering (2005) wel gekarteerd, maar waren toen nog niet, of nog maar net afgegraven. In een deel dat in 2005 al wel was afgegraven, kwam toen veel Borstelbies voor. Deze soort is in 2013 ook wel gezien, maar duidelijk minder talrijk. In de pionierterreinen langs de Wennewickweg is Draadgentiaan aanwezig, vergezeld door Geelgroene zegge, Blauwe zegge, Kleine zonnedauw, Ronde zonnedauw en Moeraswolfsklauw, Waterpostelein. Kleine populaties van Beenbreek, Bruine snavelbies, Draadrus, Schildereprijs, Sterzegge en Duizendknoopfonteinkruid. Elders komen zwak gebufferde wateren: Pilvaren, Veelstengelige waterbies en Moerashertshooi, met plaatselijk veel Veldrus. De hoge waterstanden na een regenbui bemoeilijkten niet alleen de kartering, maar mogelijk ook de gunstige ontwikkeling van het terrein. De afvoer van het terrein is slecht, waardoor een 'badkuipeffect' optreedt, wat niet gunstig is voor vegetaties van wat meer gebufferd milieu."

## 6.4 Effect bufferzone op stikstofdepositie

Eén van de positieve (neven)effecten van een bufferzone kan een verlaging van de stikstofdepositie op het hoogveen zijn. Dit is bijvoorbeeld het geval wanneer er in de in te richten bufferzone emissiebronnen (zoals een agrarisch bedrijf) aanwezig zijn, die worden verplaatst. Een voorbeeld hiervan kan geïllustreerd worden aan de hand van metingen binnen het meetnet Ammoniak in Natuurgebieden. In de directe omgeving van de Kampina is in 2007 een varkensstal ontmanteld. De stal lag 200 m ten westen van meetpunt Kampina-1. Na de ontmanteling zijn de ammoniakconcentraties op dit meetpunt beduidend lager (Figuur 6.7). In vergelijking tot de andere meetpunten in de Kampina zijn de ammoniakconcentraties op meetpunt Kampina-1 relatief hoog, maar dit komt omdat het punt aan de rand van het natuurgebied ligt en er nog meer stallen in de omgeving aanwezig zijn.

Puntbronnen zorgen lokaal voor een verhoging van de stikstofdepositie, maar op grotere afstand zijn de effecten niet meer meetbaar zijn. Emissiebronnen hebben daardoor relatief gezien minder effect op grote natuurgebieden dan op kleine natuurgebieden. Vanuit dit oogpunt is vergroting van het oppervlak van een natuurgebied gunstig. In Nederland is echter de achtergronddepositie al zo groot (ca. 1650 mol N/ha/jaar), dat de kritische depositiewaarde ook zonder nabijgelegen emissiebronnen al ver wordt overschreden.



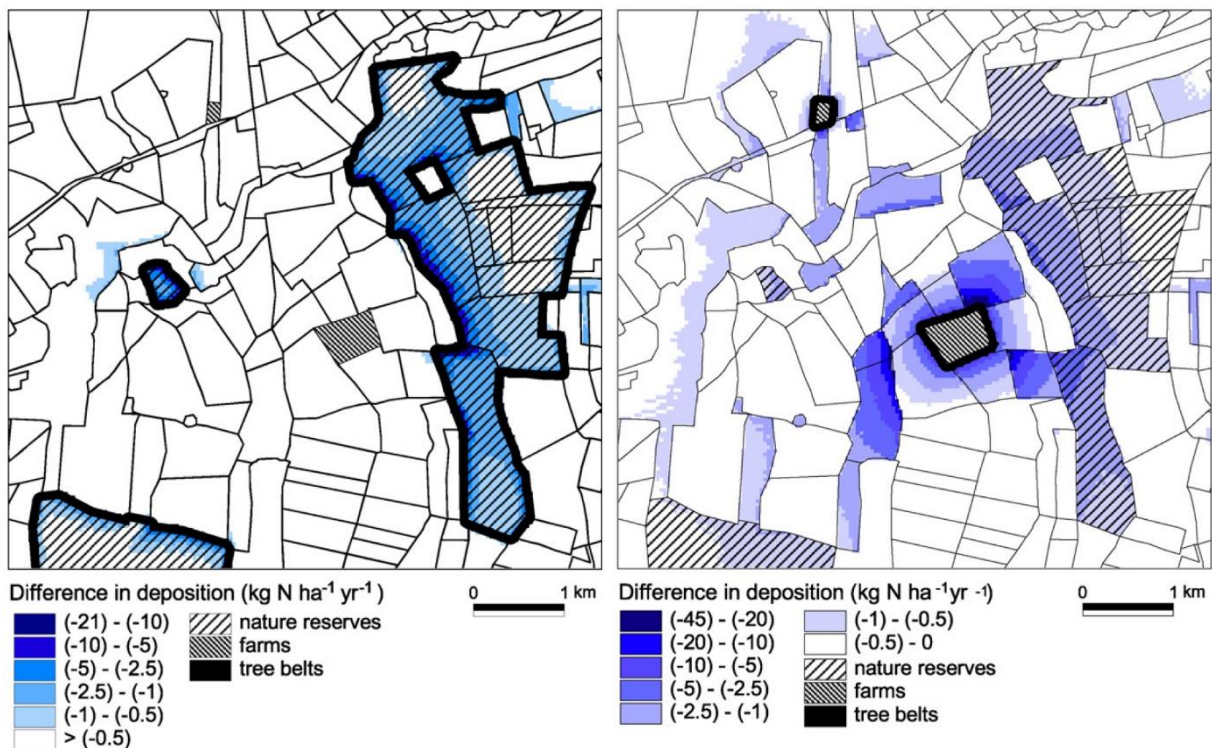
**Figuur 6.7.** Boven: Kaart van de Kampina waarop de 4 meetlocaties binnen het MAN zijn aangegeven. Locatie 1 ligt dicht bij een varkensstal en op locatie 3 wordt in drievoud gemeten (T). Onder: Gemiddelde jaarlijkse ammoniumconcentraties van de meetpunten in de Kampina tussen 2005 en 2012. De stippellijn geeft de gemiddelde concentratie van alle MAN-locaties. De zwarte pijl geeft aan wanneer de varkensstal werd ontmanteld. Bron: Lolkema *et al.* (2015).

Figure 6.7. Top: Map of the nature area of Kampina with four measurement locations of the Dutch MAN (measuring ammonia in nature reserves) programme. Location 1 is situated very close to a pig housing and on location 3 measurements are carried out in triplicate. Bottom: Yearly averaged location values for the ammonia concentration in the nature area of Kampina for the period 2005–2012. The yearly values for the MAN average are also shown. The black arrow shows the year in which the pig housing was dismantled. Source: Lolkema *et al.* (2015).

Van de aanwezigheid van een bosrand in een bufferzone worden vaak ook positieve effecten verwacht. Bossen vangen vanwege het grotere depositieoppervlak veel droge depositie in en achter het bos is de depositie dan lager. De effecten van deze verhoogde invang van depositie zijn echter lokaal. Dragosits *et al.* (2006) hebben in een modelstudie o.a. de effecten van een houtwal van 50 m breed rondom een natuurgebied en rond een boerderij onderzocht (Figuur 6.8). Uit het onderzoek bleek dat een houtwal rond het natuurreservaat effectiever is, omdat het niet alleen depositie invangt van de betreffende emissiebron maar van alle bronnen. Dragosits *et al.* (2006) hebben ook doorgerekend wat het effect is van een bufferzone met agrarische activiteiten met een lage emissie, maar dit blijkt tot een lagere



reductie van de stikstofdepositie te leiden dan een houtwal. Een punt waar nog rekening mee gehouden moet worden is dat de verhoogde invang van droge depositie kan resulteren tot een toename van de nitraatconcentraties in het grondwater. Indien dit nitraatrijke grondwater richting het hoogveen stroomt, kan het daar alsnog zorgen voor negatieve effecten (zie o.a. van Dijk *et al.* 2012).



**Figuur 6.8.** Links: verschil in droge depositie van ammoniak (kg NH<sub>3</sub>-N/ha/jaar) door de aanwezigheid van een houtwal van 50 m breed rondom het natuurreservaat. Rechts: verschil in droge depositie van ammoniak (kg NH<sub>3</sub>-N/ha/jaar) door de aanwezigheid van een houtwal van 50 m breed rondom de nabijgelegen emissiebron (boerderij). Bron: Dragosits *et al.* (2006).

Figure 6.8. Left: difference in dry deposition of NH<sub>3</sub> (kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) between the base scenario and the scenario with tree belts of 50 m width around the reserves. Right: maps of absolute difference in NH<sub>3</sub> dry deposition (kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) between the base scenario and the scenario with tree belts of 50 m width around the farms. Source: Dragosits *et al.* (2006).

## 6.5 Fosfaatproblematiek voormalige landbouwgronden

In de toplaag van de bodem van voormalige landbouwgronden is als het gevolg van het agrarische gebruik meestal veel fosfaat geaccumuleerd (Smolders *et al.* 2006b). Uit Canadees onderzoek aan lagg-zones blijkt dat de bodem in deze zone in vergelijking met het zure hoogveen wat rijker is aan fosfor (Paradis *et al.* 2015). Enige aanrijking met P lijkt daarmee niet direct een probleem te vormen, maar in de omliggende agrarische bodems is in de loop van de tijd veel meer fosfaat opgehoopt. Hoeveel fosfaat is geaccumuleerd in de toplaag is afhankelijk van het landgebruik, de bemestingsgeschiedenis, grondbewerking, de bodemgesteldheid en bodemchemische eigenschappen. Indien er in de bufferzones nog veengronden aanwezig zijn, zal vanwege het hoge fosfaatbindende vermogen van veen het overgrote deel van het fosfaat geaccumuleerd zijn in de toplaag van de bodem (20 tot 30 cm diepte). Het voordeel hiervan is dat met het plagen van de veenbodem het overgrote deel van de fosfaatvoorraad verwijderd kan worden. Nadeel is dat in de toplaag de fosfaatconcentraties zeer hoog kunnen zijn en dat in combinatie met vernatting een sterke

mobilisatie van fosfaat kan plaatsvinden. Door de hoge concentraties organische stof ontstaan al snel anaerobe omstandigheden en zal bijvoorbeeld het in de bodem aanwezige ijzer worden gereduceerd. Bij dit proces zal het aan ijzer gebonden fosfaat vrijkomen. Een risico van het afplaggen van de fosfaatrijke bodem is dat de hydrologische omstandigheden ongunstiger kunnen worden door een toename van zijdelingse afstroming wat resulteert in verdroging van het aangrenzende veen. Gedegen kennis van het lokale hydrologische systeem is noodzakelijk om deze afweging te kunnen maken.

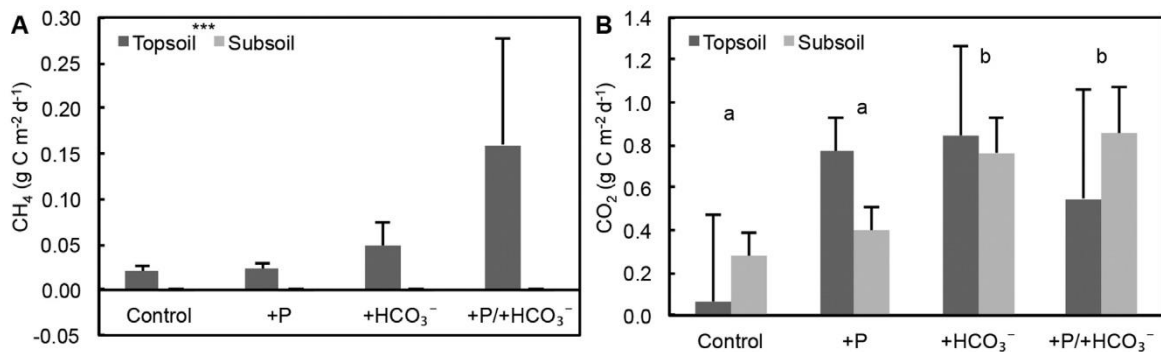
### 6.5.1 Vernatting van fosfaatrijke veenbodems

Harpenslager *et al.* (2015) hebben experimenteel onderzoek gedaan naar het vernatten van fosfaatrijke veenbodems uit het IJperveld (Noord-Holland) om ontwikkeling van veenmosgroei te bevorderen. In de toplaag van de veenbodems was ca. 950  $\mu\text{mol}$  Olsen-P/l verse veenbodem aanwezig. Olsen-P is alleen de fractie voor planten beschikbaar fosfor, waarbij de totale voorraad P in de bodem vaak minimaal een factor 10 tot 20 hoger is (in dit geval waarschijnlijk ca. 10-20 mmol/l verse veenbodem). Vernatting van deze veenbodems leidde tot grote problemen met de waterkwaliteit door mobilisatie van fosfaat, stikstof en opgelost organisch koolstof (DOC; Tabel 6.1). Verder namen de emissies van kooldioxide en methaangas sterk toe. Plaggen (25 cm) van de voedselrijke toplaag leidt tot een reductie van de eutrofiëringsproblemen met 80-90%, 99% reductie van de methaanemissies (Figuur 6.9), 60% reductie van het verlies van DOC en 50-70% reductie van de broeikasgasbalans (GWP).

**Tabel 6.1. Karakteristieken van de toplaag en onderlaag (25 cm plaggen) van een voormalige agrarische veenbodems uit het IJperveld na 15 weken vernatten. Significante verschillen zijn aangegeven met asterisk: \*  $P \leq 0,05$  en \*\*\*  $P \leq 0,001$ . Bron: Harpenslager *et al.* (2015).**

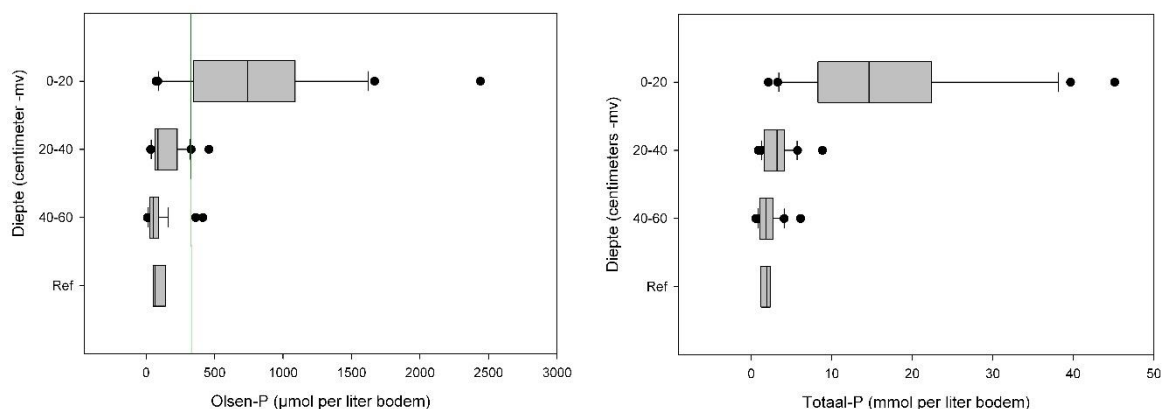
**Table 6.1. Sediment characteristics of topsoil and subsoil of a former agricultural peatland, after 15 weeks of rewetting. Olsen P,  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  were derived from Olsen and salt extractions, respectively, and are presented as  $\mu\text{mol L FW}^{-1}$ . Other nutrient concentrations and concentrations of phenolic compounds and bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ) were present in collected pore waters and presented per L pore water. Significant differences between topsoils and subsoils are indicated with asterisks, with \* representing  $P \leq 0.05$  and \*\*\*  $P \leq 0.001$ . Source: Harpenslager *et al.* (2015).**

	<b>Toplaag</b>	<b>Onderlaag</b>
<b>Soortelijke massa (kg DW/L FW)***</b>	0,38 $\pm$ 0,02	0,27 $\pm$ 0,01
<b>Vochtpercentage (%)***</b>	66,5 $\pm$ 1,1	76,3 $\pm$ 0,8
<b>Organisch materiaal (%)***</b>	46,8 $\pm$ 1,3	57,3 $\pm$ 2,9
<b>Totale fenolische verbindingen (mg/l)*</b>	3,26 $\pm$ 0,36	4,91 $\pm$ 0,51
<b>C:N (g/g)***</b>	11,44 $\pm$ 0,11	16,29 $\pm$ 0,47
<b>Olsen-P (<math>\mu\text{mol/l FW}</math>)***</b>	434,1 $\pm$ 70,0	144,5 $\pm$ 7,4
<b><math>\text{NH}_4^+</math> (<math>\mu\text{mol/l FW}</math>)***</b>	1651 $\pm$ 398	720 $\pm$ 81
<b><math>\text{NO}_3^-</math> (<math>\mu\text{mol/l FW}</math>)***</b>	841,1 $\pm$ 475,0	5,6 $\pm$ 1,9
<b>TP (<math>\mu\text{mol/l}</math>) ***</b>	268,4 $\pm$ 39,8	7,0 $\pm$ 0,9
<b>TN (mmol/l)***</b>	4,43 $\pm$ 0,31	1,95 $\pm$ 0,15
<b>DOC (mmol/l)***</b>	76,6 $\pm$ 7,9	38,0 $\pm$ 3,2
<b><math>\text{HCO}_3^-</math> (<math>\mu\text{mol/l}</math>) ***</b>	381,6 $\pm$ 123,2	17,5 $\pm$ 1,0



**Figuur 6.9. Fluxen ( $\pm$  standaardfout) van methaangas (CH<sub>4</sub>) (links) en CO<sub>2</sub> (rechts) vanuit kale veenbodems. De veenbodems betreft de toplaag of onderlaag met een waterlaag zonder of met P en/of bicarbonaat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Significante verschillen tussen de toplaag en onderlaag zijn aangegeven met asterisk: \*\*\*  $P \leq 0,001$ . Significante verschillen tussen waterbehandelingen zijn aangegeven met verschillende letters (a, b). Bron: Harpenslager *et al.* (2015).**

Figure 6.9. Fluxes ( $\pm$ SEM) of CH<sub>4</sub> (left) and CO<sub>2</sub> (right) from bare soils. Soils are either topsoils or subsoils, treated with a water layer with or without addition of P and/or HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Note different scales for the y-axes. Some treatments show high variation in CH<sub>4</sub> diffusion, resulting in large SEMs. Significant differences between topsoil and subsoils are indicated using asterisks, with \*\*\* representing  $P \leq 0.001$ . Significant differences between water treatments are indicated using different letters (a, b). Source: Harpenslager *et al.* (2015).



**Figuur 6.10. Boxplots voor de Olsen-P (links) en totaal-P (rechts) concentratie in de veenweides in het Zuidlaardermeergebied op drie verschillende dieptes (0-20, 20-40 en 40-60 cm beneden maaiveld) in vergelijking met de concentratie in de toplaag van de referentiegebieden (geplagde delen in de Oosterpolder en de Harener Wildernis). De Olsen-P streefconcentratie bedraagt 350 µmol/l (groene lijn). De box geeft het bereik tussen het 25e en 75e percentiel weer. De whiskers (verticale lijnen) geven het bereik tussen het 10e en 90e percentiel. De verticale streep in de box geeft de mediane waarde van de metingen weer. De stippen geven de uitschieters weer. Bron: Mullekom *et al.* (2014).**

Figure 6.10. Boxplots of Olsen-P (links) and total-P (right) concentrations at three different depths (0-20, 20-40 and 40-60 cm below surface level) in peat meadows in the Zuidlaardermeer area. As a reference also the concentrations measured in the toplayer of sod-cut areas (Oosterpolder and Harener Wildernis) are given. The green line indicates the target Olsen-P concentration of 350 µmol/l. The box indicate the area between the 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentile. The whiskers (vertical lines) indicate the area between the 10<sup>th</sup> and 90<sup>th</sup> percentile. The vertical line in the box indicates the median value of the measurements. Outliers are represented with the dots. Bron: Mullekom *et al.* (2014).



**Figuur 6.11. Vernatte voedselrijke graslanden met Pitrus in het Zuidlaardermeergebied (links). Na plaggen heeft zich een mooie, vaak door veenmossen gedomineerde vegetatie ontwikkeld met soorten als Haakveenmos, Zompzegge, Zwarte zegge en Veldrus (midden) en soorten als Glanzend veenmos, Draadzegge en Gewone waternavel (rechts). Bron: Mullekom et al. (2014).**

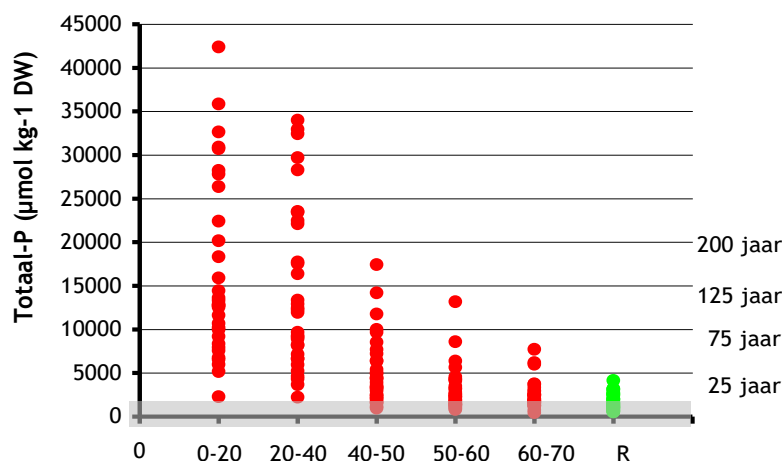
**Figure 6.11. Rewetted nutrient rich grassland dominated by soft rush (*Juncus effusus*) in the Zuidlaardermeer area (left). After sod cutting a vegetation dominated by peat mosses has developed with species such as *Sphagnum squarrosum*, *Carex curta*, *Carex nigra* and *Juncus acutiflorus* (middle) and *Sphagnum subnitens*, *Carex lasiocarpa* and *Hydrocotyle vulgaris* (right). Source: Mullekom et al. (2014).**

### **6.5.2 Natuurontwikkeling op bemeste veengronden**

In de omgeving van het Zuidlaardermeergebied is de potentie voor natuurontwikkeling op bemeste veengronden onderzocht (van Mullekom et al. 2014). De toplaag van de bodem (0-20 cm) in het gebied is matig verrijkt met fosfaat met een gemiddelde voorraad van ca. 15 mmol totaal-P/l bodem en 750 µmol Olsen-P/l bodem (Figuur 6.10; omgerekend ca. 40 mmol/kg droge bodem en 2000 µmol Olsen-P/kg droge bodem). De totale P-voorraad ligt daarmee in de range van de P-voorraad gemeten in Canada. Zonder afplaggen resulteert vernatting van de veengronden tot fosfaatmobilisatie en dominantie van Pitrus (Figuur 6.11 links). Afplaggen van de toplaag resulteert in een flinke reductie van de fosfaatbeschikbaarheid in de bodem en heeft geresulteerd in een mooie vegetatieontwikkeling met diverse zeggesoorten en Veldrus (*Juncus acutiflorus*). Lokaal komt Moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*) voor en zijn Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*), Haakveenmos (*S. squarrosum*), Gewimperd veenmos (*S. fimbriatum*) en Glanzend veenmos (*S. subnitens*) aangetroffen (Figuur 6.11 midden en rechts).

In veel bufferzones zal geen veen meer aanwezig zijn en resteert vaak een zandbodem. Zeker als er een relatief kalkarme grofzandige bodem aanwezig is kan fosfaat tot op grote diepte in de bodem zijn doorgedrongen. Met het plaggen van de toplaag kan dan de fosfaatvoorraad onvoldoende gereduceerd worden. Diep afgraven van de met fosfaatverrijkte bodem is vaak onmogelijk, omdat dit kan leiden tot verdroging in hoger gelegen aangrenzende (natuur)gebieden. Verder is het een kostbare maatregel, tenzij de afgegraven bouwvoor op korte afstand verwerkt kan worden door bijvoorbeeld agrarische percelen buiten de bufferzone op te hogen.





**Figuur 6.12.** Totaal-P concentraties in verschillende voormalige landbouwgronden (rood) en referentiegebieden (R, groen). Op de X-as wordt de diepte in cm weergegeven waarop de monsters zijn genomen. Het grijze gebied geeft de streefwaarde van 2500  $\mu\text{mol}$  totaal-P per kilogram droge bodem. Rechts wordt het aantal jaren gegeven dat nodig is om de totaal-P waarden te laten dalen tot deze referentiewaarde door middel van maaien en afvoeren, aannemende dat er 10 kg P per hectare per jaar kan worden afgevoerd (Sival & Chardon 2004). Bron: Smolders *et al.* (2006b).

Figure 6.12. Total-P concentrations at different depths in former agricultural soils (red dots) and reference soils (R, green). The horizontal axis indicates the depth the soil samples were taken. The grey area indicates the target concentration of 2500  $\mu\text{mol}$  total-P per kilogram dry soil. The numbers on the right indicate the number of years necessary to reduce the total-P concentration by mowing till the target concentration, assuming a P loss of 10 kg P per hectare per year (Sival & Chardon 2004). Source: Smolders *et al.* (2006b).

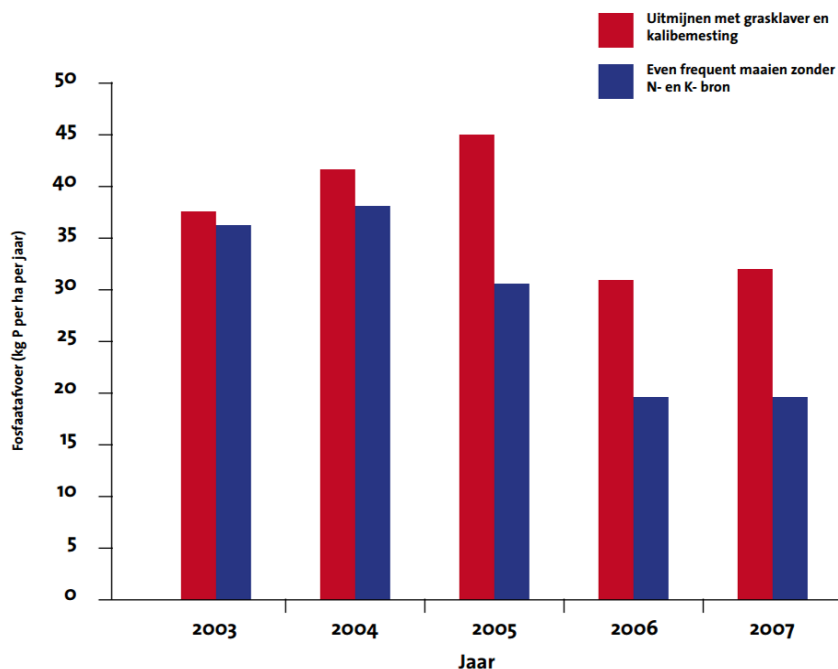
### 6.5.3 Verschraling van fosfaatrijke bodems

#### Maaien en afvoeren

De fosfaatvoorraad in de bodem kan ook gereduceerd worden door maaien en afvoeren of uitmijnen. Intensief beheer in de vorm van maaien en afvoeren levert in veel gevallen voldoende resultaat op om bestaande (gewenste) vegetaties in stand te houden. Nutriënten in het bovengrondse organisch materiaal worden afgevoerd, waardoor ze uit het systeem worden onttrokken (Smolders *et al.* 2006b). Echter, bij landbouwgronden, die intensief zijn bemest, is deze vorm van beheer niet afdoende om de hoeveelheid fosfaat in de bodem snel te verlagen. Het kan vele jaren duren, bij sterk bemeste percelen vaak tot 200 jaar, voordat zoveel nutriënten zijn verwijderd dat er sprake is van een voedselarme bodem (Figuur 6.12, Smolders *et al.* 2006b).

#### Uitmijnen

Uitmijnen is een versterkte verschraling door middel van een gewas waarvan de productie op peil wordt gehouden door middel van aanvullende bemesting opdat de afvoer van het doelnutriënt (fosfor) maximaal is. Door middel van het zaaien van grasklaver in combinatie met kalibemesting en een maaibeheer kan fosfaat versneld (40 kg P/ha/jaar: 4x sneller dan met maaien en afvoeren; Figuur 6.13) aan de bodem worden onttrokken (Timmermans & van Eekeren 2012). Klaver houdt met haar stikstofbinding de productie gaande en kalibemesting wordt gebruikt om klaver optimaal te laten groeien. Ook met deze verschralingsmaatregel duurt het op voormalige landbouwgronden vaak tientallen jaren voordat het gewenste verschralingsniveau is bereikt (Smolders *et al.* 2009; van Mullekom *et al.* 2013). Het uitmijnen kan versneld worden door het verwijderen van de extreem voedselrijke toplaag. Het is belangrijk om te realiseren dat uitmijnen met grasklaver alleen mogelijk is onder niet te natte omstandigheden.



**Figuur 6.13. Fosfaatafvoer (in kg fosfor per ha per jaar) door uitmijnen met grasklaver en kalibemesting (start eind 2002) en even frequent maaien (vier tot vijf maaisneden per jaar) zonder aanvullende bemesting. Na enkele jaren daalt de afvoer van fosfaat in het deel waar alleen wordt gemaaid ten opzichte van het gedeelte waar wordt uitgemijnd. Stikstof- en kalibronnen zijn dus nodig voor een hoge fosfaatafvoer. Op de lange termijn is de gemiddelde afvoer bij uitmijnen ongeveer 40 kg fosfor per ha per jaar. Dit komt overeen met circa 90 kg fosforpentoxide ( $P_2O_5$ ) per ha per jaar. Bron: Timmermans & van Eekeren (2012).**

Figure 6.13. Soil phosphorous removal ( $kg\ P\ ha^{-1}\ year^{-1}$ ) by phytoextraction (mining) with potassium-fertilised grass-clover swards (start experiment in 2002; red bars) and similar frequent mowing without fertilisation (blue bars). Fertilisation with N and K are necessary to maintain a high P removal. The average soil P removal rate is approx.  $40\ kg\ P\ ha^{-1}\ year^{-1}$ , similar to approx.  $90\ kg\ phosphorus\ pentoxide\ (P_2O_5)\ ha^{-1}\ year^{-1}$ . Source: Timmermans & van Eekeren (2012).

#### Paludicultuur

Indien afgraven of uitmijnen niet mogelijk is, is paludicultuur (natte landbouw) een optie om in de loop van de tijd de fosfaatbeschikbaarheid te reduceren onder natte omstandigheden. Bij paludicultuur worden gewassen verbouwd die goed kunnen groeien onder natte voedselrijke omstandigheden. Het gaat dan bijvoorbeeld om lisdodde, riet, cranberry's of kalmoes. Voor gebieden waar het water tot boven het maaiveld komt en waar door historisch landbouwkundig gebruik eutrofiering van het opstaande water is te verwachten, is Grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*) een geschikt 'gewas' voor natte landbouw (Smolders & van Kempen 2015). Groot voordeel van paludicultuur is dat hydrologische maatregelen al genomen kunnen worden, en dat het verbouwen van *Azolla* samen kan gaan met waterberging.

*Azolla* leeft in symbiose met de cyanobacterie (blauwalg) *Anabaena azollae*. Deze bacterie bindt stikstof uit de lucht waardoor *Azolla*, net als klaver, nooit gebrek heeft aan stikstof. De symbiose zorgt ervoor dat *Azolla* in water kan groeien dat relatief rijk is aan fosfor, ongeacht de stikstofconcentratie van het water. *Azolla filiculoides* komt sinds het begin van de 19<sup>e</sup> eeuw in Nederland voor en maakt net als waterpest ondertussen een onuitroeibaar onderdeel uit van onze zoetwaterflora. Ten onrechte wordt deze soort in Nederland nog wel eens als een exotische plaagsoort gezien. *Azolla* komt alleen tot dominantie in zeer voedselrijk water en het is dan ook vooral de slechte oppervlaktewaterkwaliteit die het grote probleem vormt. *Azolla* is door bovengenoemde eigenschappen potentieel geschikt om te 'verbouwen' op geïnundeerde landbouwgronden. Hierbij kan het ook worden gebruikt voor het uitmijnen van landbouwgrond. Vanwege de symbiose met stikstoffixerende bacteriën heeft *Azolla* een hoge fosforbehoefte waardoor het fosfor efficiënt wordt opgenomen uit de waterlaag. Doordat



Azolla groeit op het wateroppervlak wordt de diffusie van zuurstof naar de waterlaag sterk belemmerd. Door de consumptie van zuurstof in de bodem wordt de waterlaag hierdoor uiteindelijk zuurstofarm, waardoor de nalevering van fosfaat uit de bodem naar de waterlaag sterk toeneemt. Uit experimenten is gebleken dat kroosvaren tot 70 kg fosfor/hectare/jaar kan onttrekken uit geïnundeerde landbouwbodems (Figuur 6.14). Er is in Nederland nog geen ervaring op veldschaal met het uitmijnen met Azolla.



**Figuur 6.14. Uitmijnen van fosfaatrijke bodem met behulp van Azolla. Azolla sluit de waterlaag af voor diffusie van zuurstof, waardoor behalve in de bodem ook zuurstof arme condities ontstaan in de waterlaag. Het fosfaat dat onder deze zuurstofarme condities wordt gemobiliseerd kan hierdoor bovenin de waterlaag worden opgenomen door Azolla. Azolla kan vervolgens worden geoogst en vermarkt. Bron: Smolders & van Kempen (2015).**

Figure 6.14. Phytoextraction (mining) of soil P by *Azolla filiculoides*. Azolla hampers oxygen diffusion to the waterlayer, resulting in anaerobic conditions. The phosphorus that is mobilised from the soil due to anoxia, is taken up by Azolla. The produced Azolla biomass can be harvested and market. Source: Smolders & van Kempen (2015).

# 7 Inrichtings- en beheersmaatregelen binnen restanten

## 7.1 Interne hydrologische maatregelen

Deze paragraaf gaat in op vier hydrologische maatregelen binnen een reservaat en één meettechniek:

- Plaatsen van folieschermen
- Omkaden van een reservaat
- Het afdammen of dempen van sloten en greppels
- Compartimenteren
- Meting van wegzijging

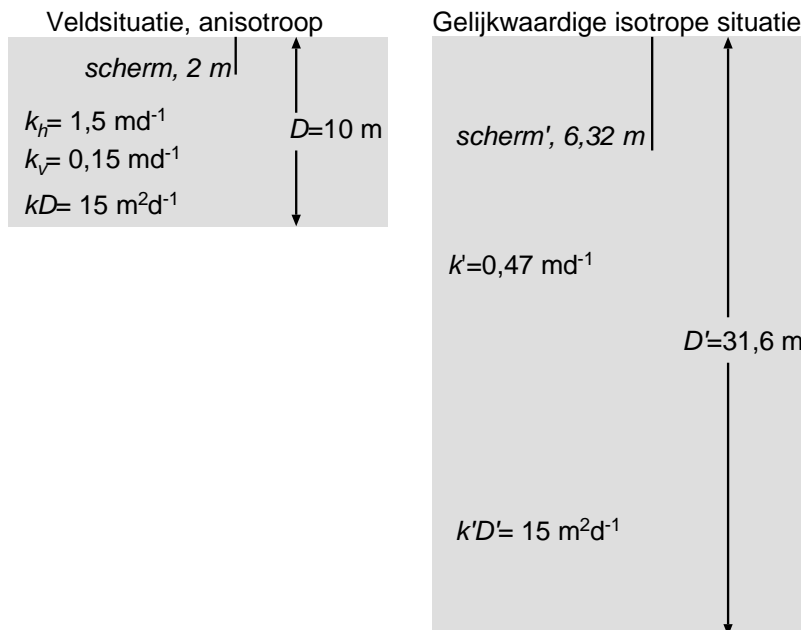
### 7.1.1 Folieschermen

Een foliescherm dient onder meer om grondwateruitstroming uit een reservaat tegen te gaan. Het wordt enkele meters diep in het onderliggende zandpakket ingegraven. In het ideale geval wordt zo het onderliggende watervoerende pakket geheel afgesloten, waarmee het probleem van waterverlies via wegzijging in één keer is opgelost. De werkelijkheid is weerbarstiger.

Bij een watervoerend pakket van bijvoorbeeld 10 m dik zou de folie 10 m plus de dikte van de deklaag in de grond moeten worden gewerkt. Technisch is dat niet eenvoudig. Daardoor zijn de kosten aanzienlijk. Voordeel is dat een hydrologische bufferzone bij toepassing van een scherm dat de volledige watervoerende laag afsluit een hydrologische bufferzone overbodig maakt. Verwerving van een landbouwgebied direct naast het reservaat om dit als bufferzone in te richten is een alternatieve keuze. De keuze hangt af van de uitkomst van een kosten-batenanalyse, belangenanalyse en de doelstellingen voor de potentiële bufferzone of te ontwikkelen randzone. In 2011 is in het Wierdense Veld gewerkt met een foliescherm in een kade rondom het Huurnerveld, na goede ervaringen met een soortgelijk scherm langs het meest zuidelijke deel van de Prinsendijk, de westelijke vrijwel n-z verlopende weg binnen het reservaat in Figuur 5.7.

Men kan zich afvragen hoe het komt dat een scherm dat een watervoerende laag over een beperkt deel van zijn dikte en over een breedte van 1 of 2 km afsluit, effectief kan zijn. Een volledige afsluiting brengt het niet teweeg. Het scherm veroorzaakt aan weerskanten een verlenging van de stroomlijnen (Polubarinova-Kochina 1962). In een isotrope grond (gelijke horizontale en verticale doorlatendheid) is dat over een horizontale afstand van enkele scherm lengten ongeveer een factor 3. Dat betekent een kleine, maar geen substantiële vergroting van de stromingsweerstand. In een anisotrope grond ligt dat anders. Als de doorlatendheid  $k_h$  in horizontale richting groter is dan de doorlatendheid in verticale richting  $k_v$  (een verhouding van 5-10 is in Nederlands dekzand algemeen, zie ook Bot 2011), dan kan men de situatie transformeren tot een gelijkwaardige isotrope situatie met  $k' = \sqrt{k_h k_v}$ . De laagdikte  $D$  wordt dan getransformeerd tot  $D'$  volgens  $D' = D \sqrt{\frac{k_h}{k_v}}$ . Een getallenvoorbeeld voor zwak lemig dekzand met een doorlatendheid van  $1,5 \text{ md}^{-1}$  en  $k_h = 10 k_v$  een laagdikte  $D$  van 10 m en een schermdiepte van 2 m levert  $k' = 0,47 \text{ md}^{-1}$ ,  $D' = 31,6 \text{ m}$  bij een scherm lengte van ruim 6,3 m. Daarmee worden de stroomlijnen effectief nog een factor 3 langer dan in de isotrope grond volgens Polubarinova-Kochina. Een dergelijk scherm beperkt dan in elk geval de ergste hydrologische randeffecten. Als het op enige diepte nog een leemlaag van betekenis zou kruisen, zou het effect groter zijn.

**Dit leidt tot de volgende vuistregel voor folieschermen in dekzand:** Bij gebruik van een foliescherm in dekzand moet men rekenen met een effectieve doorlatendheid die ongeveer een derde is van de horizontale doorlatendheid, een effectieve laagdikte die drie keer zo groot is als de werkelijke en een effectieve schermlengte die drie keer zo groot is als de werkelijke (zie ook Figuur 7.1).



**Figuur 7.1. Transformatie van een anisotroop naar een isotroop profiel. Het doorlaatvermogen  $kD$  en de breedte blijven gelijk, de doorstroomde laagdikte neemt toe en de doorlatendheid wordt in alle richtingen dezelfde. Het getransformeerde foliescherm wordt langer.**

**Figure 7.1. Transforming an anisotropic to an isotropic profile. Transmissivity  $kD$  and horizontal distances remain the same, the flow depth increases and the hydraulic conductivity  $k$  becomes the same in all directions. The transformed screen becomes longer.**

Als men het plaatsen van folieschermen overweegt, is vooraf raadplegen van [DINOloket](#), gevolgd door gedetailleerd bodemonderzoek langs het geplande tracé aan te bevelen. Plaatsen van een scherm is een prijzige aangelegenheid! Een scherm wordt effectiever naarmate het dieper steekt in verhouding tot de laagdikte van de doorstroomde laag, maar de kosten kunnen er flink mee oplopen.

Een tweede toepassing van folieschermen is het voorkomen van grondwaterstroming tussen aangrenzende compartimenten met verschillend peil. Omdat het onder eind van een scherm binnen het veen ligt –doorgraven van de veenbasis is vrijwel altijd schadelijk- en in een weinig doorlatend deel van het profiel, is het vrijwel altijd zeer effectief.

### 7.1.2 Omkaden van een reservaat

Het omkaden van een restveen heeft tot doel, zijdelings waterverlies uit het reservaat te beperken of in elk geval te reguleren. De eerste kades die op grote schaal werden toegepast waren zwartveendammen rond het Meerstalblok en andere delen van het Bargerveen. De gedachte daarachter was dat zwartveen laagdoorlatend voor water is en geen gebiedsvreemde stoffen in het reservaat afscheidt. Het bleek echter grondmechanisch weinig stabiel. Na zware neerslagen in het najaar van 1998 (ruim 100 mm in een etmaal) bleken de dammen om het Meerstalblok die een relatief groot peilverschil van enkele meters tussen binnen- en buitenkant hadden, niet overal op hun plaats te blijven. Kleine verplaatsingen in de dam door de druk van het water leidden tot scheuren en een meetbaar en toenemend waterverlies uit het reservaat (Tomassen *et al.* 2003a). De huidige omstreeks 2006 aangelegde nieuwe kade van zand en keileem is aanzienlijk steviger. De hoogveenontwikkeling binnen de nieuwe kade is voorspoedig te noemen. De aanvankelijke huiver voor het gebruik van mineraal materiaal voor dammen in en rond

hoogveenreservaten is daarmee wel verdwenen. Minerale dammen waren overigens al in gebruik in het Haaksbergerveen waar zich al in de jaren '90 van de 20<sup>e</sup> eeuw in een aantal omkade compartimenten een hoogveenvormende vegetatie heeft ontwikkeld. Restveengebieden kunnen aan de rand wat meer zijn ingeklonken dan in het midden. Het mechanisme achter de inklinking is beschreven in 4.4.1. Omkading kan dan leiden tot open water langs de rand binnen de kade. In het verleden werd van inundatie met veenwater verwacht dat zich dan vanzelf wel drijftillen met een hoogveenvormende vegetatie zouden ontwikkelen. Dat bleek lang niet altijd het geval. In Tomassen *et al.* (2003a) wordt daarvoor een aantal oorzaken aangegeven. Het probleem is verder uitgewerkt in Tomassen *et al.* (2011a).

Omdat het jaarlijks neerslagoverschot in Nederland leidt tot ophoping van water in een omkaad reservaat, zullen ergens in de kade een of meer bij voorkeur regelbare uitlaatsystemen moeten worden aangebracht. Om de waterstand in het reservaat te reguleren, zijn regelbare stuwen nodig. Die kunnen in hun eenvoudigste en goedkoopste uitvoering bestaan uit een afvoerbuis met draaibaar kniestuk. Een kwalitatief betere oplossing is een regelbare klepstuw, waarbij de afvoer in beginsel ook nog meetbaar is. Men kan dan in de beginjaren het peil laag houden en langzaam opvoeren naar behoefte, zodat planten- en diersoorten zich geleidelijk kunnen aanpassen.

De gemeten afvoer kan dienen om via een waterbalans de wegzijging te schatten om bijvoorbeeld informatie te krijgen aangaande het eventuele nut van een hydrologische bufferzone of andere maatregelen om waterverlies uit het reservaat te beperken. Als een kade van mineraal materiaal (zand met bedekking van bijvoorbeeld keileem) wordt gemaakt, moet deze uit stabiliteitsoverwegingen rusten op de minerale ondergrond, niet op restveen. Met lage veenkades (hoogte circa 1 m of minder) en het gebruik van folie daarbij is in Nederland in zoveel reservaten ervaring opgedaan dat een uitvoerige beschouwing niet nodig lijkt.

### **7.1.3 Het afdammen of dempen van watergangen en greppels**

Watergangen en greppels binnen een reservaat kunnen het instellen van een voldoende hoge waterstand in een reservaat hinderen doordat ze water naar buiten het reservaat afvoeren. Minder vaak kunnen ze ongewenst watertransport binnen een reservaat veroorzaken, waardoor de ene plek te droog en de andere te nat komt te liggen. Meestal overheersen de te droge plaatsen. Daarvoor zijn die watergangen en greppels tenslotte ooit gegraven. Het dempen van een watergang is de meest rigoureuze en bijna altijd ook de meest effectieve maatregel. De vraag is dan, met wat voor materiaal moet worden gedempt. Snijdt de watergang in de minerale ondergrond, dan is dempen met mineraal materiaal het meest aangewezen, omdat naderhand inzakken weinig waarschijnlijk is, mits het dempingsmateriaal goed wordt aangereden. Slib en ander materiaal moet eerst worden verwijderd. Het materiaal dat voor de damping wordt gebruikt is bij voorkeur laagdoorlatend, zoals leemhoudend zand en zo arm aan nutriënten als mogelijk. Waterverliezen naar de minerale ondergrond zijn in de meeste gevallen gering, vooral als gevolg van het beperkte horizontale transport van water door het restveenprofiel. Het oppervlak van het gedempte tracé mag niet lager liggen dan die van de naaste omgeving, zodat het niet alsnog kan fungeren als ondiepe watergang en/of infiltratiestrook.

Blijft de watergang met zijn bodem boven de veenbasis, dan kan het resterende veen eronder het best onaangeroerd blijven, zodat waterverlies naar de ondergrond wordt voorkomen. Het vulmateriaal is bij voorkeur zwartveen, eventueel af te dekken met witveen. Met dit laatste kan, een gemakkelijker ontwikkeling van een veenvormende vegetatie kan worden bereikt (Tomassen *et al.* 2003a). Als onvoldoende materiaal voor een volledige damping beschikbaar is, kan men met dammen van zwartveen werken. Dan wordt een watergang niet gedempt, maar afgedamd. Eén dam is meestal niet voldoende, omdat het terrein vrijwel altijd enigszins helt. De afstand tussen opeenvolgende dammen hangt dan af

van de helling van de verhanglijn langs de watergang. Een goed voorbeeld is de oostelijke helft van Clara Bog (Ierland).

Eind jaren '80 van de 20<sup>e</sup> eeuw zijn daar greppels van 60 cm diep die niet lang daarvoor waren gegraven als voorbereiding op turfwinning, provisorisch geblokkeerd met veendammetjes. Daarbij is weinig rekening gehouden met de helling van het veen. Daardoor werd bij elke dam weliswaar het water bovenstrooms het water opgestuwd tot kruinhoogte, maar benedenstrooms bleef, afhankelijk van de terreinhelling en de afstand tot de volgende dam, de greppel leeg of de greppel viel te snel weer droog om het ontstaan van een veenvormende vegetatie mogelijk te maken (Figuur 7.2).



**Figuur 7.2. Afgedamde greppel op Clara Bog East, Ierland (1991). Op de voorgrond een beginnende ontwikkeling van *Sphagnum cuspidatum*, voorbij de dam staat het water dieper onder het veenoppervlak en is er geen veenmosontwikkeling te zien. Oorzaak: dammen liggen te ver uiteen, waardoor het hoogste deel van een greppelsectie regelmatig droogvalt.**

**Figure 7.2. Blocked drain on Clara Bog East, Ireland (1991). In the foreground a beginning development of *Sphagnum cuspidatum* is visible; beyond the block the water level is deeper below the bog surface and there is no visible peat moss development. The cause of the difference is that the blocks are too far between, causing the upper part of a drain section to dry up at times.**

Omstreeks 1996 zijn de dammen vervangen door nieuwe. Die bestonden uit blokken veen die door een graafmachine boven uit het veen waren 'gehapt'. De afstand tussen de dammen hing af van de plaatselijke terreinhelling, waarbij minimaal 3 en maximaal 10 dammen per 100 strekkende meter greppel werden geplaatst, opdat een greppelpand tussen twee opeenvolgende dammen een verval had dat binnen de 10 cm bleef. Dit is tegenwoordig standaardpraktijk in Ierland (Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht 2014). Het resultaat is te zien op Figuur 7.3 en Figuur 7.4. Hierbij moet worden opgemerkt dat de oostelijke helft van Clara Bog maar ongeveer een decennium ontwaterd is geweest, zodat in 1996 nog veel verteerbaar organisch materiaal aanwezig was dat vrijwel zeker ruim voldoende CO<sub>2</sub> produceerde om de veenmosontwikkeling snel op gang te brengen (zie ook Tomassen *et al.* 2003a, 2011a).



**Figuur 7.3. Afgedamde greppel op Clara Bog East, juni 2014. De greppel is in 1996 volgens voorschrift afgedamd en het veenmosdek van vooral *Sphagnum cuspidatum* wordt nu gekoloniseerd door Beenbreek (*Narthecium ossifragum*).**

Figure 7.3. Blocked drain on Clara Bog East, June 2014. The drain has been re-blocked as



prescribed in 1996 and the peat moss cover of predominantly *Sphagnum cuspidatum* is now colonized by Bog Asphodil (*Narthecium ossifragum*)



**Figuur 7.4. Afgedamde greppel op Clara Bog East, juni 2014. De greppel is in 1996 volgens voorschrift afgedamd en wordt nu gekoloniseerd door Beenbreek (*Narthecium ossifragum*) en *Sphagnum magellanicum*.**

**Figure 7.4. Blocked drain on Clara Bog East, June 2014. The drain has been re-blocked as prescribed in 1996 and the peat moss cover of particularly *Sphagnum cuspidatum* is now colonized by Bog Asphodil (*Narthecium ossifragum*) and *Sphagnum magellanicum*.**

#### **7.1.4 Compartimenteren**

Om hoogveenvormende vegetaties op gang te helpen, is in Nederland met meer of minder succes gewerkt met compartimenten. Het gaat om omkade delen van restveengebieden. De omkading kan tot doel hebben, waterverliezen te beperken, zodat de (grond)waterspiegel gedurende het seizoen zolang mogelijk in de buurt van het oppervlak blijft. Net als bij het afdammen van watergangen geldt hierbij dat de afstand tussen de dammen zodanig moet zijn dat het hoogste deel van een compartiment niet te droog blijft, terwijl het laagste deel geen te diep water krijgt. Drijftillen vormen zich niet als het veenmos in de winter te diep wegzinkt en vervolgens in het voorjaar door de lichtabsorptie van het veenwater onvoldoende licht krijgt om weer aan de oppervlakte te komen. De problematiek van drijftillen heeft ook vergaand te maken met de waterchemie (Smolders *et al.* 2003; Tomassen *et al.* 2011a). Dammen voor compartimentering kunnen van zwartveen, al dan niet in combinatie met een foliescherm, worden gemaakt, maar er zijn ook systemen met houten damwanden geïnstalleerd, zoals in het Fochteloërveen en het Vragenderveen. Compartimenteringen, waarbij permanent water in een compartiment blijft staan, blijken minder kansrijk dan als het compartiment 's zomers droogvalt. Met betrekking tot de techniek van compartimenteren is bij Nederlandse hoogveenbeheerders ruime kennis aanwezig.

Bij compartimenteren moet men rekening houden met toekomstige ontwikkelingen. Geldt in de bosbouw de zegswijze 'boompje groot, plantertje dood', bij hoogveen gaat het om tijdspannen die een orde van grootte langer zijn dan een mensenleven (laat staan de ambtsperiode van een bewindspersoon). Als het de bedoeling is dat een gecompartmenteerd gebied ooit een aaneengesloten hoogveen moet worden, dan moet men bij de gebiedsinrichting daarmee al rekening houden. De compartimenten moeten te zijner tijd voor wat betreft hun onderlinge hoogteverschillen vloeiend in te passen zijn in een vloeiend verloop dat redelijk in overeenstemming is met het principe van de PAC zoals uitgewerkt in 4.3. Voor de randen van het reservaat die ruim boven het omringende gebied liggen geldt nog een andere keuze. Streeft men naar een steile rand zoals bij veel natuurlijke hoogvenen het geval is/was of wil men een meer geleidelijke overgang? Ook dit betekent rekening houden met de toekomstige helling en stroombaanlengten, kortom de PAC zoals die in 4.3 is ontwikkeld. Zowel voor buitenrand als binnecompartimenten moet worden benadrukt, dat de grenswaarden voor de PAC zijn bepaald voor omstandigheden in de Ierse Midlands (Van der Schaaf & Streefkerk 2002) en dat de daar gevonden waarden niet automatisch ook voor Nederland gelden. Vermoedelijk ligt de waarde voor Nederland wat hoger dan de 50 km voor Ierland, wellicht ongeveer 60 km. Wel is bij het vaststellen van de waarde van 50 km voor de Ierse Midlands een veiligheidsmarge in acht genomen, waarbij 30 km en lager is aangegeven als een traject waarin regeneratie van hoogveen op een niet te ernstig gedegenereerd hoogveensubstraat onwaarschijnlijk wordt. Tussen 30 en 50 km ligt dus ook voor de Ierse Midlands een 'grijs' gebied. Aanvullend onderzoek op dit punt is wenselijk.

#### **7.1.5 Het bepalen van wegzijging uit een hoogveenreservaat**

In hoofdstuk 5 zijn waterverliezen naar de omgeving van een hoogveenreservaat al aan de orde geweest. De ontwikkelde rekenmodules kunnen grondwaterfluxen naar de omgeving berekenen. De mate waarin het berekeningsresultaat overeenstemt met de werkelijkheid hangt af van onzekerheden met betrekking tot de gebruikte hydrologische grootheden en de toegepaste vereenvoudigingen. Uit een oogpunt van beheer is een controlemiddel aan te bevelen. Daarvoor is in het kader van het OBN-hoogveenonderzoek de zogenoemde overloopmethode gebruikt (Tomassen *et al.* 2003a).

Het ligt enigszins voor de hand, de wegzijging te bepalen als restpost van de waterbalans. De balansposten zijn achtereenvolgens neerslag, verdamping, afvoer via oppervlaktewater, kwel of wegzijging en verandering in geborgen hoeveelheid water. Opgeteld zijn ze 0 als toevoer positief wordt genomen en afvoer negatief (of andersom). Daardoor kan één post uit de andere worden berekend. Bezwaar is dat de onzekerheden van alle posten zich daarbij concentreren in de onzekerheid van de te berekenen post. Wegzijgingsverliezen zijn vaak de kleinste post uit de waterbalans. Een via de waterbalans gevonden waarde kan dus een aanzienlijke onzekerheidsmarge hebben. Die onzekerheid kan worden verminderd door de berekening te doen voor een periode waarin zoveel mogelijk balansposten bij benadering gelijk aan 0 zijn.

In vrijwel alle reservaten wordt de directe afvoer via oppervlaktewater ('zijdelingse afvoer') op enig moment in het groeiseizoen gelijk aan 0. Als de neerslag tegen het eind van het groeiseizoen de neerslag weer gaat overtreffen, stijgt de grondwaterspiegel weer tot de zijdelingse afvoer wordt hervat. Over die periode zijn er twee balansposten gelijk aan 0: de zijdelingse afvoer en het verschil in geborgen hoeveelheid water. Dan resteren neerslag, verdamping en kwel/wegzijging. Het is overigens niet strikt noodzakelijk, de balansperiode te laten beginnen op het moment dat de zijdelingse afvoer 0 wordt. Dat kan zonder problemen een aantal dagen later, als men de periode maar laat eindigen op het ogenblik dat de grondwaterspiegel in het betreffende compartiment weer dezelfde hoogte bereikt als aan het begin van de beschouwde periode.

Men heeft dus waarnemingen nodig van neerslag, verdamping en grondwaterstand. Neerslag meet men bij voorkeur met een goede regenmeter zoals het KNMI-model en dus niet met het bekende regenglas. De meter moet ook voldoende ver van obstakels staan. Vuistregel: minimale afstand is 5x de hoogte van het obstakel, zoals een boom. Als alternatief kan men het dichtstbijgelegen KNMI-station gebruiken, maar vooral 's zomers kunnen aanzienlijke verschillen in neerslag over korte afstanden optreden. Voor de verdamping gebruikt men de referentieverdamping. Die varieert over afstanden van enkele km niet zoveel. Dagelijkse neerslag- en verdampingscijfers zijn eenvoudig en gratis te verkrijgen via het KNMI (<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/gegevens/monv>). De 14-daagse handwaarnemingen van grondwaterstanden liggen in te tijd te ver uiteen. Men is dus aangewezen op peilbuizen met een logger.

De wegzijging is nu in theorie eenvoudig te bepalen als het verschil tussen neerslag en referentie verdamping over de betreffende periode. Het zwakste punt is hier de verdamping. Het is niet zeker dat het reservaat of reservaatcompartiment zich qua verdamping precies zo gedraagt als de referentieverdamping. Tijdens het OBN-hoogveenonderzoek van 1999 tot en met 2001 bleek de methode voor een aantal veengebieden redelijk reproduceerbare resultaten te geven. Voor afwijkingen waren eenvoudige verklaringen te geven, zoals een scheurende dam langs het Meerstalblok en een stortbui bij een veentje in het Dwingelderveld (Tomassen *et al.* 2003a).

Bij het gebruik van de referentieverdamping bij de overloopmethode past een kanttekening. De werkelijke verdamping kan van de referentieverdamping afwijken door een drietal oorzaken.

1. Groepjes berken verdampen meer dan een vergelijkbaar oppervlak met korte vegetatie (Spieksma *et al.* 1997).
2. Open water verdampt ook meer dan een korte vegetatie. Toen de potentiële verdamping in Nederland nog werd bepaald met de Penman-vergelijking in enkele opeenvolgende varianten, vermenigvuldigde men voor de verdamping van gras, een permanent gewas dus, de Penman-uitkomst met een gewasfactor 0,8. De huidige referentieverdamping van het KNMI is gebaseerd op de Makkink-vergelijking die ongeveer de verdamping van een gesloten grasgewas van 10 cm hoog berekent, dus ongeveer 0,8x de Penman-verdamping. Deze verhouding geldt voor het groeiseizoen.

In werkelijkheid is de verhouding afhankelijk van de tijd van het jaar (Project- en begeleidingsgroep Verdampingsberekeningen 1988). Als een reservaatcompartiment een substantieel oppervlak aan open water bevat, zou men dus voor dat deel verdamping van open water, dus grofweg de referentieverdamping gedeeld door 0,8 (=maal 1,25) moeten toepassen. Ervaring hiermee ontbreekt.

3. Niettemin zijn er aanwijzingen dat dit niet altijd zo hoeft te zijn omdat verdampingsreductie kan optreden in droge omstandigheden (Von Asmuth *et al.* 2012). Als de vegetatie van een hoogveen zichtbare verdrogingsverschijnselen vertoont, mag men er zonder meer van uitgaan dat er verdampingsreductie is. In andere gevallen kan dat minder evident zijn; zie het zojuist geciteerde artikel. Nader onderzoek is daarom ook op dit punt gewenst.

## 7.2 Omgaan met peilverschillen tussen compartimenten

### 7.2.1 Doelen en voorwaarden

Een hoogveensysteem met compartimenten en peilverschillen daartussen is onnatuurlijk en op langere termijn ongewenst, omdat daarmee de ontwikkeling van een robuust systeem met variatie in ecotopen als gevolg van waterstroming door de acrotelm wordt belemmerd. Het blijft dan in het gunstigste geval beperkt tot kleine kernen van actief hoogveen (acrotelm op compartimentsschaal = microschaal). Voor de korte termijn is het verkleinen van peilverschillen tussen compartimenten echter geen doel op zich: het waterpeil in een compartiment is optimaal als het optimaal is voor de omstandigheden voor veenmosgroei en fauna op microschaal binnen en buiten het compartiment. Bij goede veenmosgroei en – ontwikkeling zal het veenmos op de langere termijn boven de randen (kades) van het compartiment uitgroeien. Verhoging of verlaging van waterpeilen is aan de orde wanneer daarmee:

1. de watervoorziening van een ontwikkelende kern actief hoogveen (acrotelm; microschaal) wordt verbeterd door beperking van verticale en laterale waterverliezen en daardoor een stabielere waterstand in het betreffende compartiment;
2. neerslag een langere weg aflegt voordat het het systeem verlaat en daardoor bijdraagt aan een betere watervoorziening van ontwikkelende of bestaande kernen actief hoogveen;
3. toegewerkt wordt naar een geringere hellingshoek rondom een ontwikkelende kern actief hoogveen, zodat deze kan uitbreiden naar of samensmelten met kernen in naastgelegen compartimenten.

Verlaging van waterpeilen is aan de orde wanneer daarmee ontwikkeling van kernen van actief hoogveen (acrotelm):

1. in het betreffende compartiment wordt gestimuleerd door gunstiger omstandigheden (verandering van te diep inundatie van restveen naar stabiele plas-dras vernatting);
2. in aangrenzende compartimenten niet wordt geschaad door toename van waterverlies.

Verhoging van waterpeilen is aan de orde wanneer daarmee ontwikkeling van kernen van actief hoogveen (acrotelm):

1. in het betreffende compartiment wordt gestimuleerd door gunstiger omstandigheden (verandering van te lage waterstand naar stabiele plas-dras vernatting, inundatie van witveen of drijftilorming);
2. in aangrenzende compartimenten wordt gestimuleerd door beperking van waterverlies of verbetering van watertoevoer.

Een extra criterium voor peilveranderingen is dat populaties van kenmerkende hoogveensoorten op gebiedsniveau niet in gevaar worden gebracht. Dit kan beoordeeld worden op basis van kennis van de verspreiding van betreffende soorten in het gebied en in het geval van dieren de functie van onderdelen van het gebied voor een soort. Wanneer

duidelijk is welke (variatie in) terreincondities of ecotopen belangrijk zijn, kan erop toegezien worden dat peilveranderingen zodanig worden uitgevoerd dat deze in voldoende mate worden behouden binnen de verspreiding van de betreffende soorten in het gebied. Paragraaf 5.5.1 beschrijft een dergelijke benadering voor de watermacrofauna van het Bargerveen. Indien het soorten betreft die van nature thuishoren in de randen of laggs van hoogvenen, valt te bezien of vervangend habitat ontwikkeld kan worden in rand- of bufferzones (paragraaf 5.5.2).

Het verkleinen van peilverschillen kan indien nodig ondersteund worden door aanvullende maatregelen. Te denken valt aan introductie van substraat of het lossteken van plaggen met vegetatie, zodat dit kan gaan opdrijven en een drijftil vormt waarop veenmossen zich kunnen vestigen. Ook het introduceren van bultvormende veenmossen kan worden toegepast, wanneer deze zich niet spontaan vestigen, om zo de ontwikkeling naar een actief hoogveen te ondersteunen.

### **7.2.2 Hoogveenontwikkeling stimuleren in 'lage' compartimenten**

Een van de uitdagingen voor hoogveenherstel op mesoschaal is het opheffen van peilverschillen tussen aangrenzende compartimenten. Belangrijk uitgangspunt hierbij is om rekening te houden met de bestaande natuurwaarden in elk van de compartimenten. In een compartiment waar veenmosontwikkeling goed op gang is gekomen, is een peilverlaging en daarmee een achteruitgang van de veenontwikkeling in principe onwenselijk. Indien in een compartiment waardevolle hoogveenvegetaties en karakteristieke fauna aanwezig zijn en er een peilverhoging gewenst is om de waterstand in aangrenzende compartimenten te stabiliseren, is het belangrijk om het peil geleidelijk te verhogen, zodat de aanwezige veenmosvegetatie en andere flora en fauna moeten in staat zijn zich te handhaven. Vooral in compartimenten waar nog witveen aanwezig is, of recent een voldoende dik veenmospakket is gevormd, kan een geleidelijke peilverhoging (5 cm/jaar?) goed uitpakken. Witveen heeft nog de mogelijkheid om te zwellen en daarmee het maaiveld omhoog te laten komen bij vernatting. In het geval van zwartveen is dat zwelvermogen er niet en dat beperkt de mogelijkheden voor peilverhoging. De grootschalige vernattingen van zwartveen in het verleden, zoals de baggervelden in het Bargerveen, zijn hiervan goede voorbeelden. Door koolstoflimitatie en lichtgebrek komt veenmosontwikkeling vaak niet op gang. Een alternatief zou het inbrengen van witveen kunnen zijn, zodat via drijftilvorming veenmosontwikkeling op gang kan komen (Tomassen *et al.* 2011a). In het Fochteloërveen zijn goede resultaten behaald met inundatie van restveen na lossteken van de aanwezige Pijpenstrootje vegetatie. In 2000 werd in compartiment 14A (een verveend laaggelegen compartiment) de bovenlaag van het veen omgespit, aangezien in het compartiment het stuwpeil werd afgesteld op een groter, hoger gelegen onverveend deel (Oosting 2012b). Dit experiment is succesvol verlopen en na peilverhoging heeft zich een drijftil ontwikkeld met een vegetatie gedomineerd door Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*), *Sphagnum cuspidatum* en een ijle pijpenstrootje bedekking (Figuur 7.5; Oosting 2012b). Voor een compartiment dat door de lage ligging niet kansrijk was voor hoogveenontwikkeling is dit een hoopvol eerste resultaat. Bultvormende veenmossen hebben zich tot op heden in dit jonge verlandingsstadium niet gevestigd. Of, en waar, dit gebeurt, zal pas duidelijk worden op langere termijn.

Om een peilverhoging in de laagte rond de Schaaphokswijk in het Fochteloërveen mogelijk te maken, heeft Natuurmonumenten in 2015 op grote schaal (ca. 50 ha) op vergelijkbare wijze de toplaag van het veen inclusief de Pijpenstrootje vegetatie losgestoken om drijftilvorming te stimuleren. In de volgende paragraaf wordt hierover nadere informatie gegeven.

### **7.2.3 CASUS: Schaaphokswijk**

Om hoogveenontwikkeling in het Natura 2000-gebied Fochteloërveen te stimuleren zijn vele kades en dammen aangelegd, waardoor het gebied in compartimenten is opgedeeld waar het waterpeil gereguleerd kan worden. Door variatie in maaiveldhoogte bestaan er echter grote

peilverschillen tussen een aantal compartimenten, waarbij in de hoger gelegen delen nog sprake is van verdroging. Dit is onder andere de situatie in de directe omgeving van de Schaaphokswijk. Door turfwinning in het verleden is het maaiveld in de laagte rond de Schaaphokswijk 1 tot 1,5 m lager dan het omringende veen (Figuur 7.7). Door het grote verschil in maaiveldhoogte treedt er verdroging op in het omringende veen. Het waterpeil in het omringende veen kon tot voor kort niet op het ambitieniveau gebracht worden vanwege de waterafvoerende functie van de Schaaphokswijk. Tegenwoordig heeft de Schaaphokswijk deze functie niet meer en ontstond de kans om de drainerende invloed van de wijk en de laagte op te heffen, en de waterhuishouding te optimaliseren ten behoeve van hoogveenherstel (Oosting 2012a; Logemann & Salomons 2013). Deze maatregelen konden worden uitgevoerd dankzij het project Smildegerveen, één van de natuurprojecten die energiebedrijf RWE moet realiseren binnen de vergunning die is afgegeven voor de bouw van een nieuwe kolencentrale aan de Eemshaven.



**Figuur 7.5.** In het Fochterloërveen is in compartiment 14A na het lossteken van de toplaat van het veen een drijftil ontstaan gedomineerd door Eenarig wollegras, Waterveenmos en een ijle Pijpenstrootje begroeiing. Bron: Oosting (2012b).

**Figure 7.5.** Picture of compartment 14A in the Fochterloërveen bog where after cutting of the toplayer of the peat a floating raft developed. The vegetation is dominated by *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum cuspidatum* and *Molinia caerulea* (not dominant). Source: Oosting (2012b).



**Figuur 7.6.** In de laagte rond de Schaaphokswijk komen stukken open water voor met in de ondiepe delen Pitrus, Pijpenstrootje en/of veenmossen (linker foto). In het zuidoostelijke deel van de laagte rond de Schaaphokswijk heeft zich na een flinke brand in april 2011 een



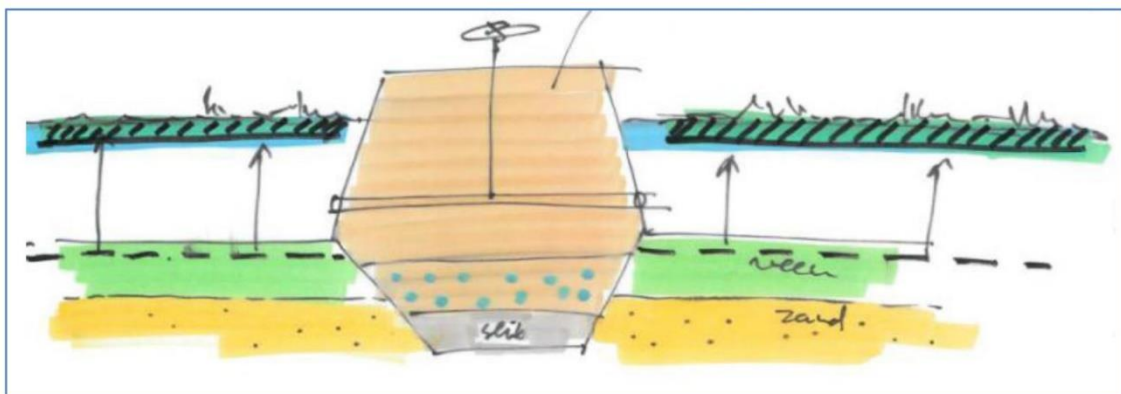
zeer dichte Pijpenstrootje vegetatie ontwikkeld (op de achtergrond; rechter foto). Bron: Tomassen & Smolders (2013).

Figure 7.6. In the area surrounding the Schaaphokswijk channel, open water is alternated with lower parts dominated by *Juncus effusus*, *Molinia caerulea* and peat mosses (left photo). As a result of a large fire in the south eastern part a dense vegetation of *Molinia caerulea* has developed (right photo) Source: Tomassen & Smolders (2013).



**Figuur 7.7. Hoogtekaart (AHN) van de laagte rond de Schaaphokswijk in het Fochteloërveen. Bron: Oosting (2012b).**

Figure 7.7. Elevation map of a part of the Fochteloërveen reserve with the low area (light green and yellow) surrounding the Schaaphokswijk channel. Source: Oosting (2012b).



**Figuur 7.8. Schematische weergave van de maatregelen in het gebied rond de Schaaphokswijk. De wijken worden gedempt en opgehoogd tot een dam. De veenlaag wordt losgesneden en gaat bij een verhoging van het peil hopelijk drijven. Op termijn kunnen zich dan bultvormende veenmossen vestigen op de gevormde drijftillen. Bron: ARCADIS (2015).**

Figure 7.8. Scheme of the measurements that are taken in the low area surrounding the Schaaphokswijk channel. The channel inclusive its branches were filled up and levelled up to a dyke. The top layer of the peat was cut loose and hopefully becomes buoyant after increasing the water level. Hummock forming *Sphagnum* species can colonise the new developed rafts in the future. Source: ARCADIS (2015).

Op basis van een uitgebreid vooronderzoek door Oosting (2012a,b) is gekozen voor de herstelmaatregel 'drijftilvorming door losspleten van veen' als meest kansrijke maatregel voor de laagte rond de Schaaphokswijk (Figuur 7.8; Logemann & Salomons 2013; ARCADIS



2015). Bij drijftilvorming kan het peil flink opgezet worden, zodat het peilverschil tussen de laagte en het omringende veen snel opgeheven kan worden. Hierdoor kan verdroging van het omringende veen worden aangepakt en kan in de laagte hoogveenontwikkeling op gang komen wanneer er drijftillen ontstaan. Voorwaarde hiervoor is dat het restveen in de laagte (na losspitten) de juiste eigenschappen bezit om te gaan drijven bij inundatie van het gebied.

Het feit dat in de laagte rond de Schaaphokswijk nog witveen aanwezig is, schept positieve verwachtingen voor de potenties voor drijftilvorming (Oosting 2012a). Deze verwachtingen worden versterkt door een succesvolle ervaring met deze maatregel in een ander deel van het Fochteloërveen. De verwachting is dat er voldoende veenmosfragmenten in het gebied aanwezig zijn om de nieuw gevormde drijftillen te koloniseren. De overgang van slenk-naar bultvormende veenmossen zal mogelijk stagneren, omdat er weinig bultvormers in en rond het gebied waargenomen zijn (Oosting 2012a). De kans op een snelle natuurlijke ontwikkeling van een acrotelm is daarmee klein.

De waterkerende functie van het veenpakket blijft in het overgrote deel van het terrein behouden na het losspitten van een toplaag. Het risico op droogval van het substraat kan in de eerste twee zomers na inundatie echter niet uitgesloten worden. De beperkte vernatting zal echter voorkomen dat de veenmossen volledig uitdrogen, en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) zal door de spitwerkzaamheden en inundatie niet in staat zijn om zich in de eerste zomers sterk te ontwikkelen (Oosting 2012b). Een groot aantal randvoorwaarden voor drijftilvorming hebben betrekking op de fysische en chemische eigenschappen van het veen (Tabel 7.1). De verwachting was dat de zuurgraad van het veensubstraat te laag is voor drijftilvorming, omdat het veen lange tijd droog gelegen heeft. De voor drijftilvorming sturende veeneigenschappen, zoals de pH, soortelijke massa en potentiële methaanproductie, van het in de laagte aanwezige veen zijn in kaart gebracht door de toplaag van het veen te analyseren (Tomassen & Smolders 2013).

**Tabel 7.1. Fysische en chemische randvoorwaarden voor veen met een goede potentie om te komen opdrijven na vernatting. De data zijn gebaseerd op de analyse van drijvend veen dat verzameld is in 6 verschillende hoogveengebieden in Nederland (n = 13). FW = verse veenbodem en DW = droge veenbodem. Bron: Tomassen *et al.* (2004).**

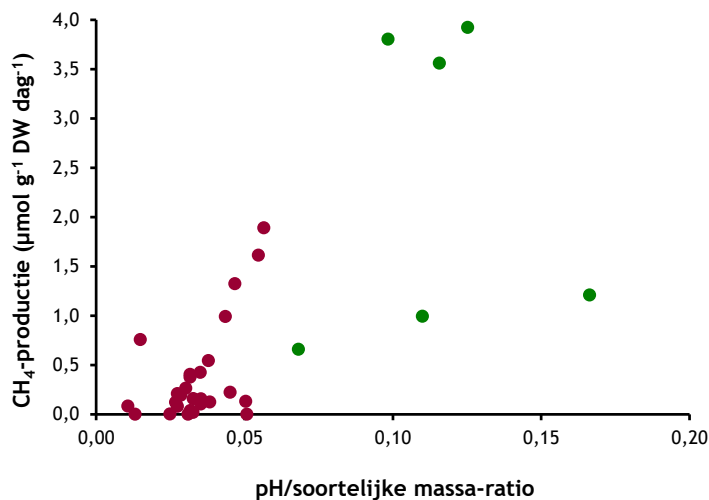
Table 7.1. Some physical and chemical prerequisites for peat able to form floating rafts after deep inundation of cut-over bogs. Data are based on the analysis of buoyant peat collected from six locations in the Netherlands (n = 13). FW = fresh peat soil and DW = dry peat soil. Source: Tomassen *et al.* (2004).

Chemische eigenschappen	Grenswaarden
pH	≥ 4,0
Soortelijke massa (g DW l <sup>-1</sup> FW)	≤ 75
Percentage veendeeltjes < 1 mm	≤ 50
Percentage veendeeltjes > 5 mm	≥ 40
Totaal-P (μmol g <sup>-1</sup> DW)	≥ 10
CH <sub>4</sub> -productiesnelheid (μmol g <sup>-1</sup> DW d <sup>-1</sup> )	≥ 2
pH/(soortelijke massa)-ratio	≥ 0,05

De toplaag van het veen is geanalyseerd en vergeleken met de eigenschappen van veen dat geschikt is om te komen opdrijven (Tabel 7.1). Daarnaast zijn ook referentiemonsters verzameld in een ander deel van het Fochteloërveen waar drijftillen zijn ontstaan na het losspitten van de toplaag. Het veen in de Schaaphokswijk blijkt op veel locaties een ongunstige soortelijke massa te hebben, het is zwaar veen. Het opdrijven van veen is afhankelijk van de productie van methaan en methaanproducerende bacteriën zijn minder tot niet actief bij een lage pH (pH < 4,0). Het veen in de laagte rond de Schaaphokswijk is als gevolg van verdroging in de loop der tijd flink verzuurd (pH ca. 3,5 tot 4,7) en is daarmee in de huidige situatie op een aantal locaties ongunstig voor veenmosontwikkeling.

Op het moment dat de waterstanden in de laagte rond de Schaaphokswijk verhoogd worden is het wel de verwachting dat de pH van het veen zal stijgen als het gevolg van reductieprocessen waarbij buffercapaciteit wordt gegenereerd. Deze stijging van de pH vergroot de kans dat het veen uiteindelijk toch komt opdrijven.

De pH/soortelijke massa-ratio van het veen blijkt ook een goede maat om de potentie voor drijftilvorming in te schatten (Tabel 7.1; Tomassen *et al.* 2003a). Een ratio hoger dan 0,05 geeft aan dat het veen niet te zuur is en een relatief lage soortelijke massa heeft. In de laagte rond de Schaaphokswijk is deze ratio gunstig op slechts een beperkt aantal locaties (Figuur 7.9). Indien de pH door vernatting van de laagte toeneemt, zal deze ratio mogelijk op meer locaties gunstig worden. Een andere factor die de kansen vergoot is dat alleen de soortelijke massa van het veen bepaald is, maar dat na het lossteken van het veen ook flinke pollen Pijpenstrootje aanwezig zijn met een lagere soortelijke massa. Na lossteken wordt het materiaal omgekeerd waardoor de pollen aan de onderzijde komen te liggen en mogelijk het oprijfvermogen van het restveen vergroten. Door de afbraak van Pijpenstrootje bestaat er initieel wel een kans op eutrofiering, maar dit zal een tijdelijk probleem zijn. Ook is de afbraak van het Pijpenstrootje strooisel ongunstig vanuit het oogpunt van de broeikasgasbalans, maar dit is als het goed is slechts een tijdelijke toename. Indien er een flinke veenmosontwikkeling op de drijftillen op gang komt nemen de emissies van methaangas sterk af.



**Figuur 7.9. Relatie tussen de potentiële methaanproductie en de ratio tussen de pH en soortelijke massa van de toplaag van het veen uit de laagte rond de Schaaphokswijk. De potentiële methaanproductie is bepaald aan de hand van anaerobe incubaties. Rood: locaties in laagte Schaaphokswijk. Groen: referentielocaties (vak 14A), dit betreft (deels) nieuw gevormd veen van een ca. 10 jaar oude drijftil. Bron: Tomassen & Smolders (2013).**

Figure 7.9. CH<sub>4</sub> production rates and ratios between pH and bulk density of peat collected in the area surrounding the Schaaphokswijk channel (red dots) or from the nearby reference site (compartment 14A; green dots). Source: Tomassen & Smolders (2013).

Gezien de winst die in andere delen van het Fochteloërveen kunnen worden behaald, is het belangrijk om de laagte rond de Schaaphokswijk te kunnen vernatten. De kans dat het restveen in de laagte rond de Schaaphokswijk massaal komt opdrijven is gebaseerd op de metingen aan het restveen niet groot, maar lokaal zal er waarschijnlijk recent gevormd veen komen opdrijven van waaruit drijvende veenmosvegetaties zich kunnen uitbreiden. De aanwezigheid van pollen Pijpenstrootje zal waarschijnlijk ook positief bijdragen aan de kansen voor drijftilontwikkeling.

In 2015 is gestart met het dempen van een deel van de Schaaphokswijk, een aantal zijwijken en het restant van de 40-Roe-wijk (deelproject van Wijk naar Dijk). Ter plaatse van

de demping zijn waterkerende kades (van leemrijk zand) aangelegd waardoor een compartimentering met verschillende waterpeilen ontstaat. Daarnaast is de bestaande zode in de laagte (ca. 50 ha groot) op circa 20 à 25 centimeter diep te los gestoken/los gesneden. Hopelijk zal als gevolg van het langzaam stijgende waterpeil de zode inclusief de Pijpenstrootje pollen gaan drijven zodat het een geschikt substraat voor veenmossen kan vormen tot ontwikkeling kan komen (Figuur 7.8). In het voorjaar van 2016 zijn de werkzaamheden afgerond en de komende jaren zal duidelijk worden of er drijftilvorming zal optreden in de laagte. De peilverhoging zal in ieder geval gunstig zijn voor het hoger gelegen veen in de omgeving van de Schaaphokswijk. Naast deze interne maatregelen zal in de toekomst een hydrologische bufferzone aan de zuidzijde van de Schaaphokswijk, in de polder Zeven Blokken, worden ingericht.

# 8 Monitoring van kwaliteitsindicatoren

## 8.1 Visie op monitoring en kwaliteit, in relatie tot schaal

### 8.1.1 Nut en noodzaak van een theoretisch raamwerk

De onderwerpen monitoring en kwaliteit zijn breed en generiek, en de veelheid van alles wat je kunt meten en monitoren is overweldigend zo niet oneindig. Het is dus nodig om richting te geven aan hoe en wat we van het onderwerp monitoring uitwerken in het kader van deze handleiding, de uitwerking zelf dient noodzakelijkerwijs ingeperkt en in bestaande kaders en kennis ingepast te worden. We bezien daarom de rol en doelstelling van monitoring in dit hoofdstuk in een breder en theoretisch kader, inclusief de relatie die bestaat tussen monitoring en kwaliteit.

Het combineren van de begrippen 'monitoring' en 'kwaliteit' is al in essentie een uitdaging op zich. 'Kwaliteit' is in het dagelijks spraakgebruik een weinig vastomlijnd, subjectief of zo je wilt kwalitatief begrip (het woord zegt het al), en er bestaan ook in de praktijk van het natuurbeheer verschillende benaderingen en ideeën over wat kwaliteit precies betekent. Monitoring daarentegen is in principe een kwantitatieve en exacte aangelegenheid, uiteraard in zoverre in het algemeen 'meten' exact kan zijn. Vanwege de kwantitatieve focus van monitoring is een theoretisch kader, met scherp en helder gedefinieerde begrippen en relaties vereist. Omdat het onderwerp zo breed is, is er gelukkig ook veel bestaande informatie, kennis en literatuur over deze onderwerpen beschikbaar, waar we hier dankbaar gebruik van maken.



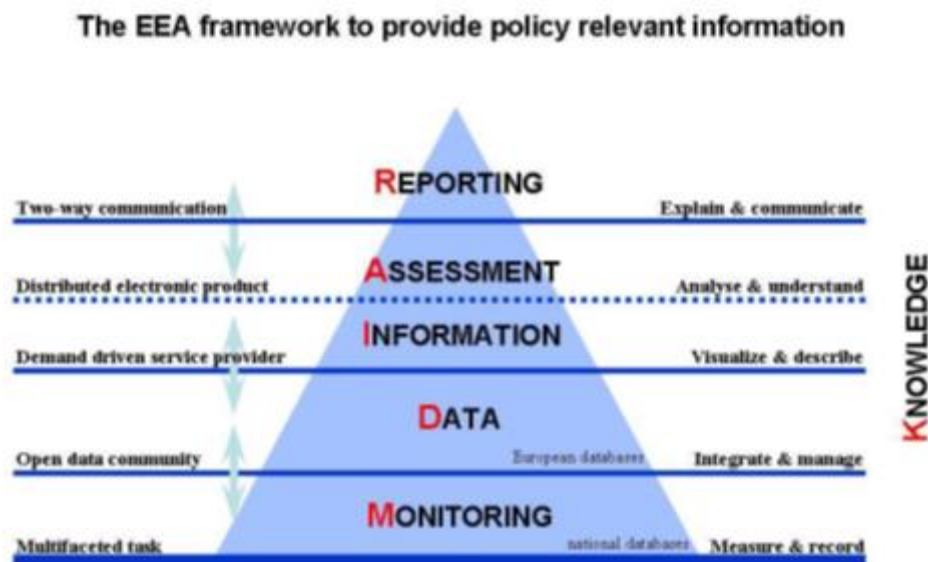
**Figuur 8.1. Voorbeelden van illustraties van de kwaliteits- en monitoringscyclus. Links: de monitoringscyclus (bron: [www.colourbox.com](http://www.colourbox.com)), rechts: de PDCA of Deming's cyclus (bron: [www.cez.cz](http://www.cez.cz)).**

**Figure 8.1. Examples illustrating the quality and monitoring cycle. Left: monitoring cycle (source: [www.colourbox.com](http://www.colourbox.com)), right: the PDCA or Deming's cycle (source: [www.cez.cz](http://www.cez.cz)).**

### 8.1.2 De monitorings- en kwaliteitscyclus

Als we allereerst uitzoomen van de specifieke casus van deze handleiding, dan blijkt dat de begrippen kwaliteit en kwaliteitsverbetering een centrale rol hebben in productontwikkeling en procesverbetering in het algemeen, en terugkomen in allerlei facetten van de maatschappij, of dat nu de industrie, dienstverlening of overheid betreft. Kwaliteit is als onderwerp ook in heel verschillende wetenschappelijke disciplines van belang, en vormt zelfs een eigen vakgebied met tijdschriften als het 'Quality Management Journal' en 'Accreditation and Quality Assurance', en met eigen organisaties als de 'International Quality Federation'.

Het is dan ook niet verbazingwekkend dat de relatie tussen monitoring en kwaliteit op allerlei verschillende manieren uitgewerkt kan worden en op verschillende manier terug te vinden is in literatuur en illustraties (zie bijv. Figuur 8.1). De primaire focus kan daarbij op monitoring liggen, vaker is het meten, monitoren of controleren onderdeel van een cyclus van kwaliteitsverbetering. Deze cyclus wordt daarbij in meer of minder stappen onderverdeeld, afhankelijk van de specifieke casus en aspecten die daar van belang zijn. De veelgebruikte PDCA of Deming's cyclus kent vier stappen (zie bijv. Sokovic *et al.* 2010, Madu 2012), de monitoringscyclus kent er drie. Vaak wordt ook slechts onderscheid gemaakt tussen twee onderdelen, te weten QA en QC (Quality Assurance en Quality Control).



**Figuur 8.2. De zogenaamde MDIAR-keten (Monitoring, Data, Information, Assessment, Reporting) van het Europees Milieuagentschap (EEA, 2010).**

**Figure 8.2. The so called MDIAR chain (Monitoring, Data, Information, Assessment, Reporting) from the European Environment Agency (EEA, 2010).**

In de ICT visie die het Europees Milieuagentschap heeft opgesteld, wordt de zogenaamde MDIAR-keten onderscheiden en toegepast (Figuur 8.2, EEA 2010), waarbij MDIAR staat voor Monitoring, Data, Information, Assessment, Reporting. De MDIAR- systematiek is door de Nederlandse provincies overgenomen als uitgangspunt voor de informatievoorziening op landelijk niveau over natuur (Schmidt *et al.* 2012, Ellenbroek *et al.* 2015). De MDIAR-keten kan beschouwd worden als uitsplitsing van de 'Check' stap uit de PDCA-cyclus, of de 'Measure' en 'Asses' stappen uit de monitoringscyclus. In de monitoringscyclus wordt de term 'monitoring' gebruikt om het hele proces aan te duiden, in de MDIAR-keten is de term 'monitoring' ongeveer synoniem aan de beperktere activiteit van 'meten'. Omdat de MDIAR-keten zelf een beperkte reikwijdte heeft kiezen we hier voor gebruik van de term 'monitoring' als aanduiding van het hele proces.

Binnen de context van deze handleiding is bovenal van belang dat het uiteindelijke doel van monitoring ligt bij het bewaken en verbeteren van de kwaliteit (de 'Improve' stap uit de monitoringscyclus, of 'Act', 'Plan' en 'Do' stappen in de PDCA-cyclus). We geven hier de voorkeur aan de monitoringscyclus als raamwerk, die echter als manco heeft dat daar altijd een stap aan vooraf gaat die niet benoemd wordt: het selecteren en uitwerken van meetnet, meetmethoden en metingen die in ons geval geschikt zijn om als indicator te dienen voor de kwaliteit van een hoogveen. Vrij vertaald betekent dit dat we de monitoringscyclus hier uitsplitsen in de volgende onderdelen en stappen:

- **Voorbereiden:** Selecteren van indicatoren, meetnet en meetmethoden

- **Meten:** Herhaaldelijke meten (met datakwaliteitscontrole)
- **Beoordelen:** Analyseren en verklaren van gegevens en ontwikkelingen, beoordelen van kwaliteit en herstel
- **Maatregelen:** Kiezen, onderbouwen en implementeren van externe of interne (beheers)maatregelen

Om het bovenstaande toe te kunnen passen op deze handleiding dient allereerst de vraag beantwoord te worden hoe we kwaliteit in het geval van een hoogveen precies definiëren, en welke parameters en meetmethoden het meest geschikt zijn om als indicator daarvoor te dienen.



## ISO 9000 kwaliteitsnorm:

**'Degree to which a set of inherent characteristics fulfills requirements'**



**Figuur 8.3. Definitie van kwaliteit volgens de ISO-9000 kwaliteitsnorm (ISO 2005).**  
**Figure 8.3. Definition of quality according to the ISO-9000 quality standard (ISO 2005).**

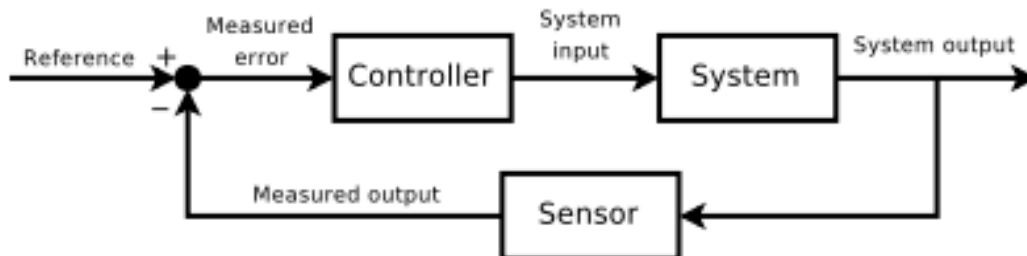
### 8.1.3 Beoordelen van kwaliteit en herstel: de referentie

Het begrip kwaliteit, ontleend aan het Latijnse *qualitas*, wordt zowel op een objectieve en neutrale, als op een subjectieve manier gebruikt. In de eerste zin van het woord betekent kwaliteit eenvoudigweg 'hoedanigheid' of 'eigenschap'. In de tweede betekenis is kwaliteit te omschrijven als 'het geheel van positieve eigenschappen en kenmerken van een object'. Onder object kunnen hier niet alleen fysieke objecten maar ook personen of activiteiten verstaan worden. Deze tweede betekenis is uiteraard degene waar het hier om gaat. In de ISO 9000 kwaliteitsnorm (ISO 2005, zie ook bijv. Crosby 1979) wordt kwaliteit gedefinieerd als *'degree to which a set of inherent characteristics fulfills requirements'*. Om uit te kunnen komen op een maat voor kwaliteit is, algemeen gesteld, niet alleen de selectie van een feitelijk, meetbaar kenmerk van een object nodig, maar ook vergelijking met een subjectieve *'requirement'*, wat zich in het algemeen laat vertalen in 'verwachting' of 'behoefte' (Figuur 8.3). Maten voor kwaliteit zijn daarmee afhankelijk van het stelsel van normen en waarden van de beoordelaar.

De normen en waarden die in het kader van het natuurbeheer en -beleid gelden, waarbij begrippen als 'natuurlijkheid' en 'biodiversiteit' centraal staan, staan hier uiteraard niet ter discussie. We volstaan met de constatering dat 'behoefte' en 'verwachtingen' in het natuurbeheer zich uitkristalliseren tot doelen en doeltypen, die samengevat kunnen worden onder de noemer 'streefbeeld' of 'referentiebeeld' voor bijvoorbeeld hogere schaalniveaus of abiotische omstandigheden. Het referentiebeeld wordt daarbij vaak letterlijk samengesteld



vanuit verschillende referentiesituaties of -gebieden, die zo goed mogelijk de natuurlijke, goed ontwikkelde en/of onverstoorde situatie weerspiegelen. Om te kunnen dienen als kwantitatieve indicator, dient daarbij helder te zijn, of helder gemaakt te worden, welke meetbare facetten van het referentiebeeld een goede maat zijn voor de kwaliteit ervan, en welke minder of niet. Door metingen van de bestaande toestand te vergelijken met de referentiewaarden uit het referentiebeeld, kan het verschil daartussen kwantitatief en objectief vastgesteld worden. Dit verschil geeft de mate van realisatie van het referentiebeeld weer, en kan vervolgens samen met de bijbehorende ontwikkelingsrichting dienen als indicator voor de kwaliteit van een hoogveengebied en het herstel daarvan.



**Figuur 8.4. Schematisch voorbeeld van een meet- en regelcyclus, zoals toegepast voor het bewaken van de kwaliteit van technologische en/of industriële processen (bron: [https://en.wikipedia.org/wiki/Control\\_theory](https://en.wikipedia.org/wiki/Control_theory)). Zowel de vergelijking tussen meting en referentie als de daaropvolgende maatregel maakt expliciet deel uit van de cyclus, en is in de regel geautomatiseerd.**

Figure 8.4. Block diagram of a feedback control system, as applied for controlling the quality of technological and/or industrial processes (source: [https://en.wikipedia.org/wiki/Control\\_theory](https://en.wikipedia.org/wiki/Control_theory)). Both the comparison between measurement and reference as well as the feedback measure are an explicit part of the loop, and are in general automated.

#### 8.1.4 Van kwaliteit naar maatregel

Met het vergelijken van de beschikbare meetwaarden en referentiewaarden en aldus verkrijgen van een beeld van de kwaliteit van een hoogveen, is de monitoringscyclus nog niet afgerond. Op eventuele problemen in het herstel dienen maatregelen te volgen om de gesignaleerde problemen op te heffen en de ontwikkeling bij te sturen in de gewenste richting. Het uiteindelijke doel van monitoring is zowel het bewaken als garanderen of liefst verbeteren van de kwaliteit. Deze koppeling tussen meten, vergelijken en nemen van maatregelen wordt het meest treffend geïllustreerd en komt het sterkst tot uitdrukking in de praktijk en theorie van de 'meet- en regeltechniek', zoals die wordt toegepast voor het bewaken van de kwaliteit van technologische en industriële processen (Figuur 8.4). Zowel de vergelijking met de referentie als het nemen van maatregelen (bijsturing van de input) maakt hier expliciet onderdeel uit van de cyclus, en gebeurt in de regel geautomatiseerd. Een concreet voorbeeld van een meet- en regelcyclus is een reactorvat waarin de gemeten temperatuur te hoog oploopt, waarna de 'controller' de brandstoftoevoer terugschroeft. Wel beschouwd komt een meet- en regelcyclus eigenlijk neer op een (geautomatiseerde) variant van de monitorings- of kwaliteitscyclus.

Automatisering van de hele meet- en regelcyclus is uiteraard alleen mogelijk in het geval het systeem zelf een relatief eenvoudig en sterk technologische karakter heeft. In ons geval is de 'controller' de natuurbeheerder, en is de kwaliteitsbeoordeling een onderzoek en analyse op zich, die uitgevoerd wordt door een inhoudelijk expert of onderzoeker, al dan niet in samenwerking met de natuurbeheerder. Ook het kiezen en implementeren van maatregelen kan een ingewikkeld en tijd- en geldrovend proces zijn. De betekenis die deze cyclus desondanks heeft voor monitoring van hoogveenherstel is dat:

- a) Het onderdeel 'meten' niet los gezien kan worden van het 'vergelijken met een referentie' en het 'nemen van maatregelen'
- b) De huidige, snelle technologische ontwikkelingen ook hier onvermijdelijk zullen leiden tot een sterkere integratie en koppeling van deze onderdelen

Een implicatie van punt a) op zijn beurt, is dat kennis en inzicht in het functioneren van het hoogveen (systeem) noodzakelijk zijn om maatregelen te kunnen formuleren. Het verkrijgen van systeeminzicht is doorgaans een doelstelling van meten op zich, en komt terug in de verschillende doelen van monitoring die in de literatuur onderscheiden worden (zie bijv.

Loaiciga *et al.* 1992, Dixon & Chiswell 1996, De Gruijter *et al.* 2006):

- **Status monitoring** Meten en monitoren van de toestand en eigenschappen van een systeem
- **Trend monitoring** Monitoren van veranderingen van of in het systeem
- **Regulatory monitoring** Monitoren voor toetsing van of vanuit vergunnings- of wetmatige verplichtingen

In hoogvenen en hoogveenrestanten is instandhouding en ontwikkeling van de diversiteit in flora en fauna behorende bij een hoogveensysteem het hoofddoel. Monitoring daarvan is dus echter geen doel op zich. Omdat de waargenomen ontwikkelingen ook verklaard en vertaald moeten kunnen worden in maatregelen om negatieve ontwikkelingen bij te sturen en positieve te bevorderen, dient in deze handleiding zowel aan de orde te komen de:

- **Biotische monitoring** van bijvoorbeeld flora, fauna, habitattypen, veenmosgroei
- **Abiotische monitoring** van klimaat, atmosfeer, hydrologie en hydrochemie, bodemeigenschappen

Metingen en monitoring van abiotische condities en factoren heeft hier vooral als doel het verklaren en geven van een achtergrond bij de waargenomen ontwikkelingen in de flora en fauna en de kwaliteit daarvan. De belangrijkste sturingsmogelijkheden en maatregelen liggen bovendien, zeker bij hoogvenen, in de abiotische sfeer, en de effectiviteit en mogelijke negatieve bijeffecten daarvan dienen vaak ook gemonitord en in beeld gebracht te worden. Als het gaat om maatregelen is het belangrijk om onderscheid te maken in:

- **Interne maatregelen** bijvoorbeeld vegetatiebeheer, plaggen, peilbeheer en hydrologische ingrepen
- **Externe maatregelen** bijvoorbeeld vermindering van atmosferische depositie, drainage of onttrekkingen

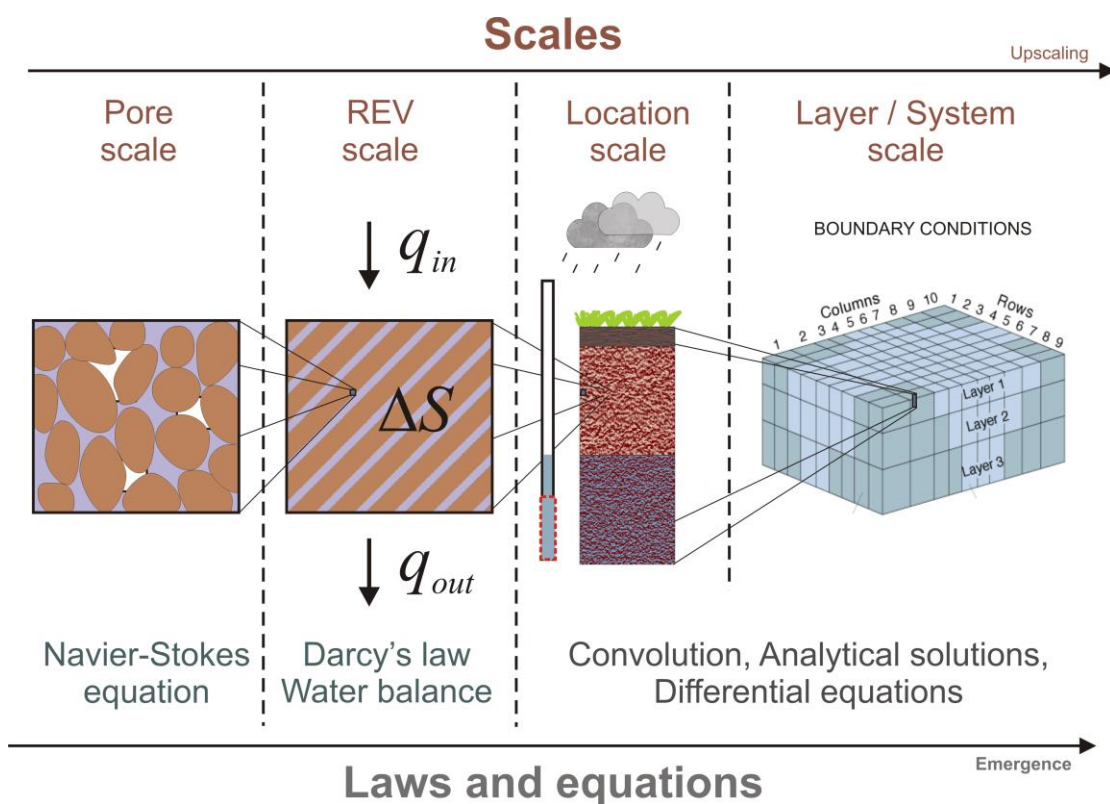
De externe invloeden en factoren zijn ook in verklarende zin van belang voor de abiotische condities op standplaatsniveau.

### 8.1.5 Meetmethoden in relatie tot ruimtelijke dimensies

Er bestaan in de praktijk veel verschillende waarnemings- of meetmethoden, die in zoverre een verschillende relatie hebben met de ruimte dat ze informatie opleveren met of zonder coördinaten, en in 0 of meer dimensies tegelijk. Meetmethoden zijn daarmee te klassificeren als:

- **Objectgebonden** **0D, zonder coördinaten**, zoals een water- of stofbalans (object is hier bijvoorbeeld het hoogveengebied dat zelf wel weer coördinaten heeft)
- **Locatiegebonden** **0D, met coördinaten**, zoals waarneming van de stijghoogte in een peilbuis
- **Lijnvormig** **1D**, bijvoorbeeld meting langs boringen, transecten of glasvezelkabel
- **Vlakdekkend** **2D**, bijvoorbeeld karteringen verkregen via spectrale 3D, informatie of remote sensing
- **3D kartering** **3D**, via bijvoorbeeld 3D fotogrammetrie

Hierbij laten we de tijdsdimensie buiten beschouwing, herhaling van elk van bovengenoemde meetmethoden in de tijd levert uiteraard informatie met een extra dimensie op. Deze relatie tussen meetmethoden en ruimtelijke dimensies staat niet direct in verband met hun ruimtelijke schaal. Het inwinnen van een 3D (terrein -of ander)model op standplaats- of microschaal behoort in principe net zo goed tot de mogelijkheden als het vervaardigen van een 3D model op mondiale schaal. Metingen en methoden worden doorgaans dan ook niet direct gekoppeld aan verschillende ruimtelijke schaalniveaus, afgezien van de koppeling aan de kaart- of projectieschaal, of afmeting van het gekarteerde gebied. Een complicerende factor is bovendien dat 3D modellen of 3D informatie vaak niet direct als zodanig ingewonnen is, maar vervaardigd bijvoorbeeld via ruimtelijke interpolatie van puntinformatie. Zinnige en gangbare karakteristieken van meetinformatie en meetmethoden zelf zijn hun resolutie, afwijking en betrouwbaarheid. Daarnaast is ook de benodigde inspanning voor het 'grootschalig' inwinnen van informatie van belang voor de schaal waarop monitoring in de praktijk mogelijk is. Dergelijke aspecten komen terug bij het uitwerken en beschrijven van verschillende typen monitoring in de praktijk, en laten we hier verder buiten beschouwing.



**Figuur 8.5. Verschillende schaalniveaus in de hydrologie, met de verschillende (typen) wetten en vergelijkingen die daarop van toepassing zijn.**

**Figure 8.5. Different levels of scale in hydrology, with the different laws and equations that are applicable to that scale.**

#### 8.1.6 Raamwerk voor monitoring op verschillende schaalniveaus

Om de verschillende aspecten van monitoring van hoogveenherstel in samenhang te kunnen begrijpen en beschrijven, is een raamwerk nodig waarin het onderdeel 'meten' niet los staat van de andere onderdelen van de monitoringscyclus. Het is vanwege de focus op de meso- en macroschaal bovendien nodig om de verschillende schaalniveaus te vertalen en koppelen aan kwantitatieve meetmethoden en meetbare factoren en parameters. Figuur 8.6 presenteert met dit doel voor ogen een raamwerk of denkmodel waarin:

- de verschillende schaalniveaus gerelateerd zijn aan de begrippen 'standplaats', 'hoogveensysteem' en 'landschap', conform het OBN-preadvis hoogvenen (Schouwenaars *et al.* 2002)
- de schaalniveaus zijn uitgewerkt in verschillende (abiotische en biotische) factoren
- de schaalniveaus en factoren zijn gekoppeld aan de monitoringscyclus
- de causale en/of volgordelijke relaties tussen de verschillende onderdelen zijn uitgewerkt

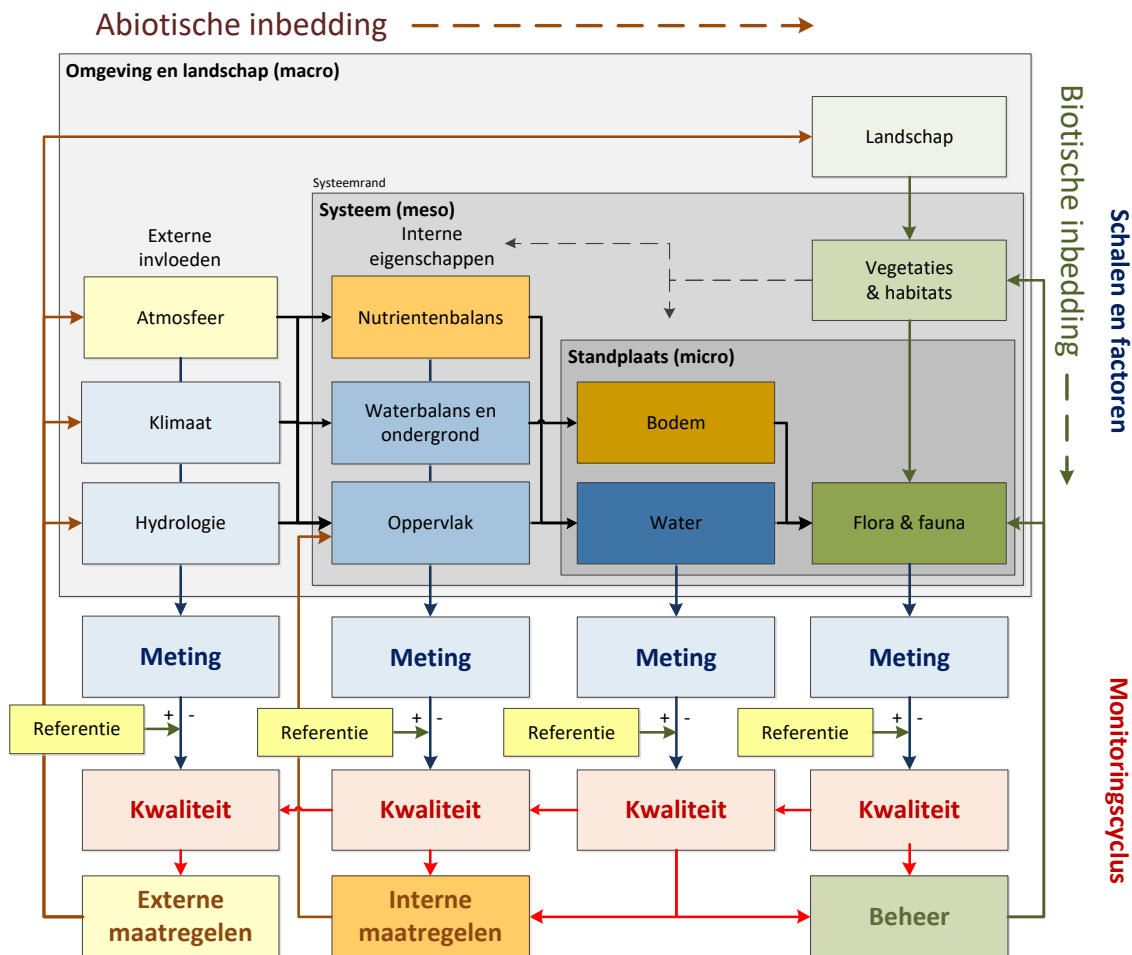
Er is in dit raamwerk gekozen voor een technisch-modelmatige benadering, in afwijking op benaderingen die in de landschapsecologie en landschaps- en ecohydrologische systeemanalyse in feite gangbaarder zijn (zie bijv. Kemmers *et al.* 2011, Van der Molen *et al.* 2011, Besselink *et al.* in prep.). Het daar gebruikte begrippenkader, zoals de indeling in positionele, conditionele, operationele en sequentiële relaties (Van Wirdum 1981, Kemmers 1993) of het rangordemodel van milieucompartimenten van Bakker *et al.* (1979), is meer kwalitatief en complex van aard, en is moeilijk hanteerbaar vanuit in wezen simplistisch kwantitatief oogpunt. Een standaardbenadering die fysisch-mathematische modelconcepten gebruiken om de werkelijkheid te kunnen vereenvoudigen tot numerieke vergelijkingen en oplossingen, is het opdelen van de ruimte in verschillende compartimenten en het terugbrengen van de interactie daartussen tot de uitwisseling op de compartiments- en systeemranden (Figuur 8.5). Bij de uitwisseling die plaats vindt gaat het om materie (bijvoorbeeld water en de daarin opgeloste stoffen), maar ook om bijvoorbeeld druk of energie, waarop de zogenaamde behoudswetten van toepassing zijn (zie ook paragraaf 2.7). De interne fysische complexiteit van een compartiment op een lager schaalniveau wordt daarbij verwaarloost en vereenvoudigd tot een zogenaamd representatief elementair volume (REV). Deze benadering wordt gehanteerd in de eindige differenties methode (zie [https://en.wikipedia.org/wiki/Finite\\_difference\\_method](https://en.wikipedia.org/wiki/Finite_difference_method)), die bijvoorbeeld gebruikt wordt in het grondwaterstromingsmodel MODFLOW (Harbaugh *et al.* 2000), de eindige elementen methode (zie [https://en.wikipedia.org/wiki/Finite\\_element\\_method](https://en.wikipedia.org/wiki/Finite_element_method)), en het concept van de 'representative elementary watershed' dat gebruikt wordt in neerslag-afvoermodellering (Reggiani *et al.* 1998, 1999; Zhang & Savenije 2005). In aansluiting daarop vertalen we hier 'landschap' in 'omgeving' van het hoogveensysteem, waarvandaan externe invloeden doorwerken op het hoogveensysteem, die door en samen met de eigenschappen van het hoogveensysteem zelf vertaald worden in condities op standplaatsniveau. Omdat invloeden hier gezien worden als factoren of voorwaarden die doorwerken over de rand van het hoogveensysteem, kunnen we ons beperken tot klimatologische, atmosferische en hydrologische invloeden, en wordt het benodigde raamwerk sterk vereenvoudigd.

Een dergelijke technisch-modelmatige benadering sluit goed aan bij de kwantitatieve aard van monitoring, en de sterk in ontwikkeling zijnde praktijk waarin monitoringsgegevens ook kwantitatief geanalyseerd en/of numeriek gemodelleerd zullen worden. Het koppelen van schaalniveaus aan meetbare invloeden of factoren, die terug kunnen komen als randvoorwaarden in een model, of aan interne eigenschappen die terugkomen als (geo)hydrologische modelparameters, kan in die zin de doorvertaling naar en gebruik in de (technisch- modelmatige) praktijk in belangrijke mate vereenvoudigen. Het hier ontwikkelde raamwerk sluit qua benadering en uitgangspunten eveneens aan bij de werkwijze zoals die ontwikkeld is en gehanteerd wordt bij het monitoren van de natuurkwaliteit in het kader van het Natuurnetwerk, Natura 2000 en de PAS (Anonymous 2014; Van Beek *et al.* 2014). Dit raamwerk kan gezien worden als nadere uitwerking en verbijzondering daarvan op de volgende punten:

- **Onderverdeling in schaalniveaus** – deze onderverdeling was een van de onderzoeksvragen van het project en komt expliciet terug in het raamwerk.
- **Voltooing van de monitoringscyclus** – waar de MDIAR-keten een meer beleidsmatige insteek heeft die stopt bij de rapportage, wordt hier de link tussen kwaliteitsoordeel en maatregel expliciet gemaakt en gefaciliteerd door de uitwerking

in technisch-modelmatige concepten. In die zin is dit raamwerk sterker gericht op en directer toepasbaar in het eigenlijke water- en natuurbeheer.

- **Abiotische condities** – dit onderdeel is in de Natuurnetwerk en Natura 2000 monitoring nog niet in detail uitgewerkt, de uitwerking hier sluit aan bij beleidskaders voor abiotische monitoring zoals die van de KaderRichtlijn Water (European Communities, 2003, 2007, 2009; Von Asmuth & Van Geer 2015).



**Figuur 8.6. Schematische weergave van het technisch-modelmatige raamwerk of denkmodel, waarin de micro-, meso- en macroschaal volgens Schouwenaars *et al.* (2002, boven) ) met bijbehorende factoren zijn gekoppeld aan de monitoringscyclus (onder).**

Figure 8.6. Block diagram of the technical and modelling oriented framework, where the micro, meso and macro scale according to Schouwenaars *et al.* (2002, top) ) are linked to the monitoring cycle (bottom).

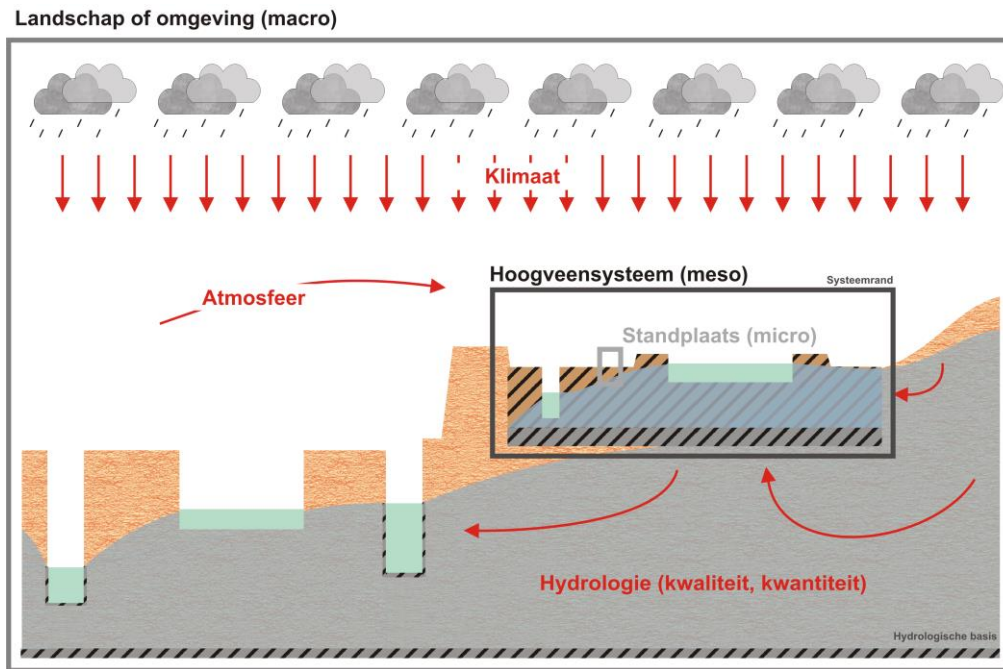
## 8.2 Omgeving (macroschaal)

### 8.2.1 Inleiding

Zoals gezegd beschouwen en beperken we de macroschaal hier tot de omgevingsinvloeden, of aanvoer en afvoer vanuit de omgeving. De belangrijkste uitwisseling die een hoogveensysteem kent met zijn omgeving is uitwisseling van massa en energie via:

- **Klimatologische invloed** of aanvoer van licht, lucht, warmte en water
- **Atmosferische invloed** of aanvoer en depositie van materialen en stoffen via de lucht en/of neerslag
- **Hydrologische invloed** of doorwerking van druk, en aan- en afvoer van water en daarin aanwezige materialen, stoffen en warmte

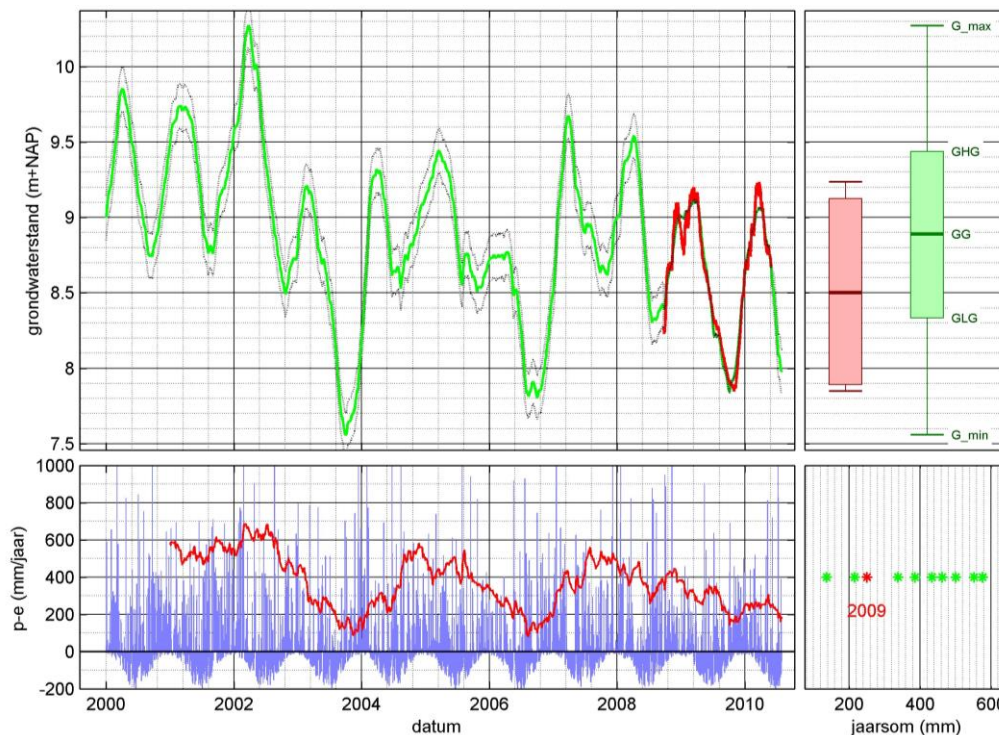
Voor klimatologische en atmosferische invloeden geldt dat de macroschaal zoals Schouwenaars *et al.* (2002) hem definiëren in feite te klein is, omdat een belangrijk deel daarvan zich afspeelt op regionale en zelfs mondiale schaal. De klimatologische en atmosferische omstandigheden worden echter ook op (inter)nationale schaal gemeten en gemonitord, en gegevens daarover zijn relatief eenvoudig beschikbaar voor terreinbeheerders en onderzoekers. Dat de gekozen insteek technisch-modelmatig is, heeft als nadeel dat het ook abstract is. Om dat te ondervangen nemen we hier Figuur 8.7 op als illustratie van de micro-, meso- macroschaal volgens Schouwenaars *et al.* (2002) en (abiotische) invloeden die doorwerken op een hoogveensysteem.



**Figuur 8.7. Illustratie van de micro-, meso- macroschaal volgens Schouwenaars *et al.* (2002), met abiotische omgevingsinvloeden (in rood) die vanuit macroschaal doorwerken via de randen van een hoogveensysteem op mesoschaal.**

Figuur 8.7. Illustration of the micro, meso and macro scale according to Schouwenaars *et al.* (2002), showing macro scale abiotic influences from the surrounding environment (red) that affect the borders of a bog system on a meso scale.





**Figuur 8.8. Effecten van klimatologische variatie op het waterpeil in het Barkmansveen (bron: Von Asmuth *et al.* 2011). Linksboven: meetreeks (rood) en simulatie (groen). Rechtsboven: samenvatting van de dynamiek in gBoxplots. Linksonder: dagelijks neerslagoverschot (blauw, neergeschaald met factor 10) met lopend jaargemiddelde (rood). Rechtsonder: jaarsommen van het neerslagoverschot, met 2009 als op twee na droogste jaar. De simulatie is niet gecorrigeerd voor niet-lineariteit.**

**Figuur 8.8. Effects of climatic variation on the water level in 'Barkmansveen' (source: Von Asmuth *et al.* 2011). Upper left: measurements (red) and simulation (green). Upper right: summary of the dynamics in gBoxplots. Lower left: daily precipitation surplus (blue, scaled down by a factor of 10) and yearly moving average (red). Lower right: yearly precipitation surplus sum, showing that 2009 is the third-driest year. The simulation was not corrected for non-linearity.**

## 8.2.2 Klimaat

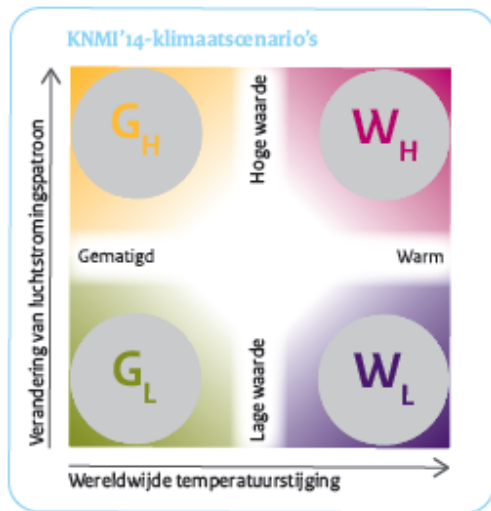
### Invloed en effect

Het klimaat heeft een dusdanig grote en directe invloed op alles wat leeft, dat je het kunt zien als randvoorwaarde voor zowel de verspreiding en samenstelling van flora en fauna op soort- en standplaatsniveau tot aan de zonering van eco- en landbouwkundigesystemen op mondiale schaal (zie bijv. McKnight *et al.* 2005, Peel *et al.* 2007, Fischer *et al.* 2012). Klimatologische invloed is aan de orde van elke dag, in principe hebben bestaande hoogveensystemen en ecosystemen in het algemeen zich gevormd binnen en naar het heersende klimaat waarin ze voorkomen.

De laatste decennia wordt echter steeds duidelijker dat de mens invloed uitoefent op het klimaat. Ook voor klimaat geldt daarom inmiddels wat al langer duidelijk was m.b.t. andere omgevingsinvloeden: door toedoen van de mens zijn de huidige en toekomstige condities niet meer wat deze van oorsprong waren of van nature zouden zijn. Dat brengt de vraag met zich mee welke effecten klimaatverandering heeft en nog zal hebben op de natuur en op hoogvenen met hun directe afhankelijkheid van neerslag en verdamping in het bijzonder. Naast neerslag en verdamping kan ook de stijgende temperatuur en toename van periodes met extreme hitte een direct effect hebben op de flora en fauna van hoogvenen.

Er is in het algemeen veel kennis beschikbaar over de doorwerking van klimatologische effecten op de hydrologische omstandigheden op standplaatschaal (zie bijv. Figuur 9, Von

Asmuth *et al.* 2011). Via het gebruik van modellen waarin deze kennis ondergebracht, kunnen de effecten van klimatologische variatie op de (grond)waterpeilen in een hoogveen vrij direct in beeld worden gebracht. Een dergelijke aanpak biedt perspectieven om meer inzicht te krijgen in (dat deel van) de effecten van klimaatverandering op hoogveensystemen en deze beter te monitoren.



**Figuur 8.9. Grafische weergave van de vier scenario's die het KNMI hanteert voor klimaatverandering (bron: [www.klimaatscenario's.nl](http://www.klimaatscenario's.nl)).**

Figuur 8.9. Graphical illustration of the four climate change scenarios from the Dutch Meteorological Institute (KNMI) (source: [www.klimaatscenario's.nl](http://www.klimaatscenario's.nl)).

#### Referenties en referentiewaarden

Mede omdat klimaatverandering condities met zich mee brengt die zich sinds mensenheugenis niet hebben voorgedaan, is het moeilijk om goede referentiewaarden of criteria te geven voor de klimatologische omstandigheden die een hoogveen nodig heeft voor een goede ontwikkeling en duurzaam voortbestaan. Naar aanleiding van KWR-studie Ecohydrologische effecten van klimaatverandering op de vegetatie van Nederland (Witte *et al.* 2009) en het daaropvolgende PBL-rapport 'Adaptatiestrategie voor een klimaatbestendige natuur' (Vonk *et al.* 2010) is discussie ontstaan over de beschikbare referentiewaarden en de implicaties daarvan. Vergelijking van de beschikbare referentiewaarden met het extreme KNMI-klimaatscenario W+ zou kunnen leiden tot de conclusie dat hoogveenontwikkeling in ons land kritiek wordt onder dit scenario. Op deze discussie wordt uitgebreid ingegaan in (Bijlsma *et al.* 2011). We herhalen hier een aantal kernpunten kort:

- Er zijn twee publicaties die referentiewaarden geven voor klimatologische omstandigheden, op basis van jaarlijkse gemiddelden die de huidige hoogveenrestanten in West-Europa in klimatologisch opzicht begrenzen. Volgens Casparie en Streefkerk (1992) is de huidige verspreiding van levend hoogveen als landschap beperkt tot gebieden met een neerslag van minimaal 700 mm per jaar, een gemiddelde jaartemperatuur van minder dan 9,5 graden, en een gemiddelde julitemperatuur van 16 tot 17 graden. Pons (1992) gaat uit van een gemiddelde jaartemperatuur van 11 graden en een neerslagoverschot van meer dan 150 mm per jaar. In het W+ scenario worden zowel de door Pons (1992) als de door Casparie en Streefkerk (1992) gegeven drempelwaarden overschreden.
- Het is echter de vraag in hoeverre deze jaarlijkse gemiddelden voor hoogvenen ecologisch relevant zijn, zie ook de discussie in Schouwenaars *et al.* (2002, paragraaf 4.1).
- Ondanks de ongunstige veranderingen in het klimaat doen zich gunstige ontwikkelingen voor in gebieden waar het (actieve) hoogveen water uit zijn omgeving ontvangt. Om hoogvenen op de lange termijn in Nederland te behouden onder het

W+ scenario zijn waterhuishoudkundige maatregelen nodig, zoals de aanleg en inrichting van bufferzones en compartimenten en/of door het bevorderen van kwel.

Macro- en mesoschaalreferenties die niet gebaseerd zijn op vaste wetmatigheden of natuurwetten, maar op correlaties en/of expertoordeel, hebben (per definitie) als nadeel dat er allerlei uitzonderingen op mogelijk zijn. Daarmee hebben ze het karakter van een vuistregel, niet die van een vast criterium. Wanneer op basis daarvan harde maatregelen genomen worden in de praktijk, bijv. in gebiedsprocessen, kan de geldigheid ervan terecht veel discussie oproepen en problemen met zich meebrengen. De effecten van klimatologische variatie op macroschaal kunnen echter relatief eenvoudig vertaald worden naar consequenties op microschaal, wat een betere en eenduidiger basis zou geven voor de verwachte effecten en ook de beschikbare referentiewaarden met betrekking tot klimaat en klimaatverandering.

#### Gegevens en metingen

Voor het meten en monitoren van de klimatologische omstandigheden in Nederland is het KNMI uiteraard de aangewezen instantie. Het KNMI beheert zelf 33 automatische weerstations op land, er zijn daarnaast 325 neerslagstations die door vrijwilligers worden beheerd maar waarvan de gegevens door het KNMI gevalideerd en beschikbaar gesteld worden. Zowel de actuele als historische gegevens hiervan zijn als Open Data beschikbaar op de website van het KNMI (zie bijv. [www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie](http://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie)). Voor wat betreft het vraagstuk van de klimatologische referentie zijn de volgende zaken en gegevens van belang:

- **Historische gegevens** uit een verder verleden;
- **Karakteristieken van de zogenaamde normaalperiodes**, die het KNMI om de 10 jaar berekent over de afgelopen 30 jaar. De gegevens van de normaalperiodes zijn beschikbaar op [www.klimaatatlas.nl](http://www.klimaatatlas.nl), en deels in boekvorm (Sluijter & Nellestijn 2002; Sluijter *et al.* 2015);
- **Gegevens van de klimaatscenario's** van het KNMI, die aangeven welke klimaatveranderingen in Nederland in de toekomst plausibel zijn. De meeste recente zijn de KNMI'14 klimaatscenario's (Van den Hurk *et al.* 2014), die ook beschikbaar zijn in de vorm van tijdreeksen (zie [www.klimaatscenarios.nl](http://www.klimaatscenarios.nl)). Een eerdere versie is die van Klein Tank en Lenderink (2009), waarin de scenario's een iets afwijkende code hebben (o.a. W+, zie ook onder).

Zeker in de zomerperiode is de ruimtelijke variatie in neerslag groter, en is het raadzaam om de neerslaghoeveelheden op kleinere tijdschalen ook ruimtelijk neer te schalen c.q. te interpoleren met behulp van neerslagradar, indien er geen nabij gelegen neerslagstation is en/of als het gebied een grotere omvang heeft (zie bijv. Ottow *et al.* 2015).

### **8.2.3 Atmosfeer**

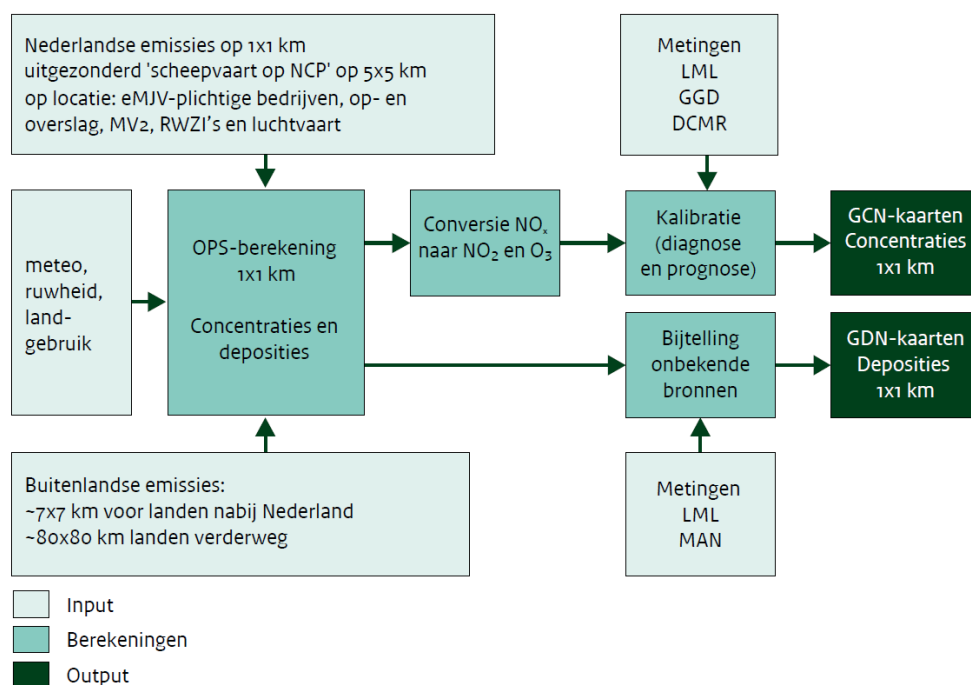
#### Gegevens en metingen

In Nederland worden jaarlijks grootschalige concentratie (GCN) en depositiekaarten (GDN) voor stikstof opgesteld (o.a. Velders *et al.* 2016). De onderliggende concentraties en deposities (schaalniveau 1x1 km) worden berekend met het Operationele Prioritaire Stoffen model (OPS) met als modelinput gegevens van emissiebronnen (zowel Nederland als buitenland), informatie over klimaat, ruwheid en landgebruik (Figuur 8.10). De uitkomsten van het OPS-model worden gevalideerd aan de hand van metingen uit onder andere het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) en het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN).

Sinds 2005 bestaat het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN; <http://man.rivm.nl/>). In eerste instantie werd in 22 gebieden de ammoniakconcentraties gemeten en in 2014 is het aantal gebieden uitgebreid naar 60, waaronder een aantal hoogveenrestanten zoals het Bargerveen (sinds 2008), Haaksbergerveen (sinds 2005), Fochteloërveen (sinds 2008), Groote Peel (sinds 2005), Korenburgerveen (sinds 2005), Mariapeel (sinds 2005) en Wooldse

veen (sinds 2006). Ammoniak wordt gemeten met passieve monsternemers, dit zijn buisjes met onderin een filter dat ammoniak uit de omgeving binnenlaat en opneemt. De hoeveelheid opgenomen ammoniak wordt bepaald en daarna omgerekend naar luchtconcentraties en geijkt aan metingen uit het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). Alle buisjes hangen een maand in het veld en er worden daarmee maandgemiddelde ammoniakconcentratie bepaald. De metingen worden ook vergeleken met berekende concentraties op deze locaties met het OPS-model. De berekeningen met de meest recente versie van OPS blijken goed overeen te komen met de metingen (uitgezonderd de duinen). Via een vertaling naar depositie geeft het meetnet inzicht in mogelijke effecten op vegetaties.

In het kader van de Programmatische Aanpas Stikstof (PAS) is het rekeninstrument AERIUS (<https://calculator.aerius.nl/calculator/>) ontwikkeld. AERIUS berekent de verspreiding en depositie van stikstof in Nederland met het OPS-model en bevat specifieke informatie over Natura-2000 gebieden en de habitattypen die daar voorkomen. Zo wordt inzichtelijk waar er sprake is van overbelasting door stikstof. Het instrument kan voor vergunningverlening, planvorming en monitoring worden ingezet.



**Figuur 8.10. Methodiek voor de berekening van grootschalige concentratie- en depositiekaarten voor stikstof. Bron: Velders *et al.* (2016).**

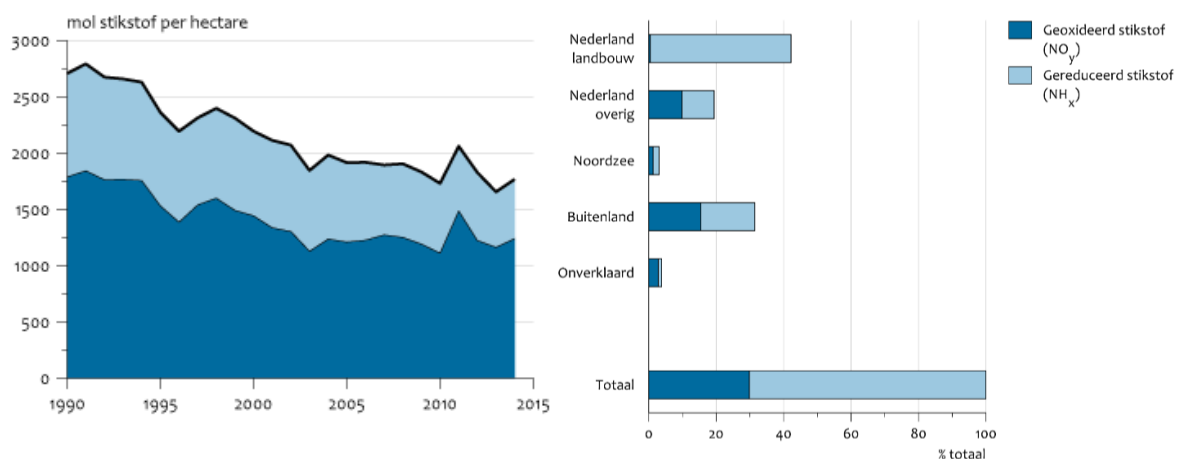
**Figure 8.10. Scheme of the model calculations for the development of large scale maps of atmospheric nitrogen concentrations and deposition rates. Source: Velders *et al.* (2016).**

#### Referenties en referentiewaarden (Kritische depositie waarde, KDW)

Een belangrijk mogelijk knelpunt voor hoogveenontwikkeling in Nederland op alle schaalniveaus, is de sterke overschrijding van de kritische depositie waarde (KDW) voor stikstof. Hoogveensystemen zijn zeer gevoelig voor stikstof en de KDW is, voor zowel het habitatype Actieve hoogvenen (H7110A, hoogveenlandschap) als Herstellende hoogvenen (H7120) met als doelstelling Actief hoogvenen, vastgesteld op 7 kg N/ha/jaar (= 500 mol N/ha/jaar; Van Dobben *et al.* 2012). De hoogveentjes in het heilandschap (H7110B, heideveentjes) zijn iets minder gevoelig voor stikstof en hiervoor is de KDW vastgesteld op 11 kg/ha/jaar (= 786 mol/ha/jaar; Van Dobben *et al.* 2012). De stikstofdepositie bedroeg in 2014 in Nederland gemiddeld 1650 mol N/ha (Figuur 8.11; Velders *et al.* 2015), ruim drie keer de KDW voor het habitatype Actieve hoogvenen (H7110A). Als gevolg van deze overschrijding zijn er veel veranderingen in de vegetatiesamenstelling opgetreden, waarbij

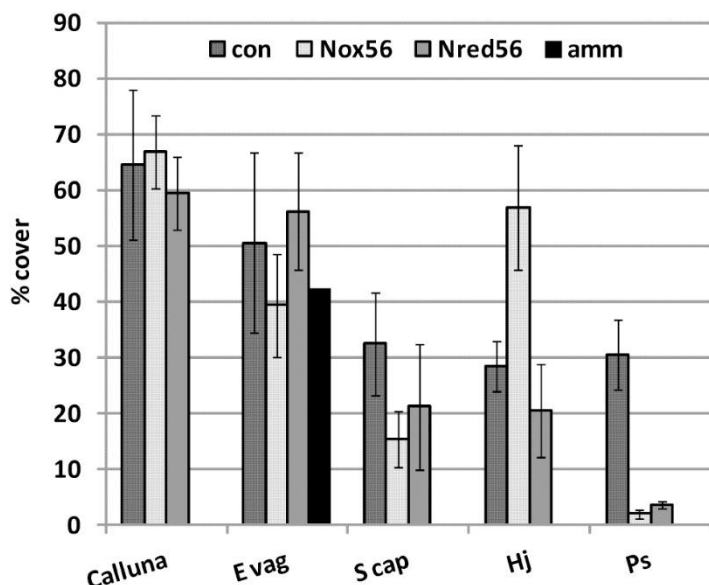
de vergrassing door Pijpenstrootje en de opslag van Berk het meest opvallend zijn (Tomassen *et al.* 2003b, Limpens 2012). Door de veranderde concurrentiepositie neemt bij een hoge stikstofbeschikbaarheid de bedekking van veenmossen af door beschaduwing, droogte, etc.

Recent onderzoek in Schotland heeft aangetoond dat de vorm waarin het stikstof in de depositie aanwezig is, leidt tot verschillende effecten op de vegetatiesamenstelling en chemie (Sheppard *et al.* 2013, 2014). De totale stikstofdepositie bestaat uit een natte (opgelost in de neerslag) en droge component (neerslaan van stoffen zoals ammoniak op een oppervlak). Daarnaast kan het stikstof, afhankelijk van de bron, in de geoxideerde vorm ( $\text{NO}_x$ ) of de gereduceerde vorm ( $\text{NH}_y$ ) aanwezig zijn.  $\text{NO}_x$  is voornamelijk afkomstig uit de verbranding van fossiele brandstoffen (verkeer, industrie, energiesector). De intensieve veehouderijen vormen de belangrijkste bron voor  $\text{NH}_y$ . In Nederland bestaat de depositie voor ca. 65-70% uit gereduceerde en 30-35% uit geoxideerde stikstofverbindingen (Figuur 8.11). De agrarische sector levert met ongeveer 40% verreweg de grootste bijdrage aan de stikstofdepositie in Nederland. Ongeveer 60% van de stikstofdepositie in Nederland is afkomstig uit Nederlandse bronnen, de overige 40% heeft een oorsprong in het buitenland. Nederland is netto een exporteur van stikstofverbindingen, waarbij we ca. 4 keer zoveel  $\text{NH}_y$  en  $\text{NO}_x$  exporteren dan importeren.



**Figuur 8.11. Links: verloop van de landelijk gemiddelde jaarlijkse stikstofdepositie (in mol N/ha) tussen 1990 en 2014. De daling in stikstofdepositie in deze periode is het gevolg van lagere emissies van zowel stikstofoxiden als van ammoniak ( $\text{NH}_3$ ). Rechts: herkomst van de stikstofdepositie in 2014. Bron: CBS, PBL, Wageningen UR (2015a; 2015b).**

**Figuur 8.11. Left: average yearly nitrogen deposition rates (in mol N ha<sup>-1</sup>) between 1990 and 2014, in the Netherlands. The reduction in nitrogen deposition rates is the result of lower emissions of both nitrogen oxides as ammonia. Right: sources of nitrogen for the year 2014. Source: CBS, PBL, Wageningen UR (2015a; 2015b).**

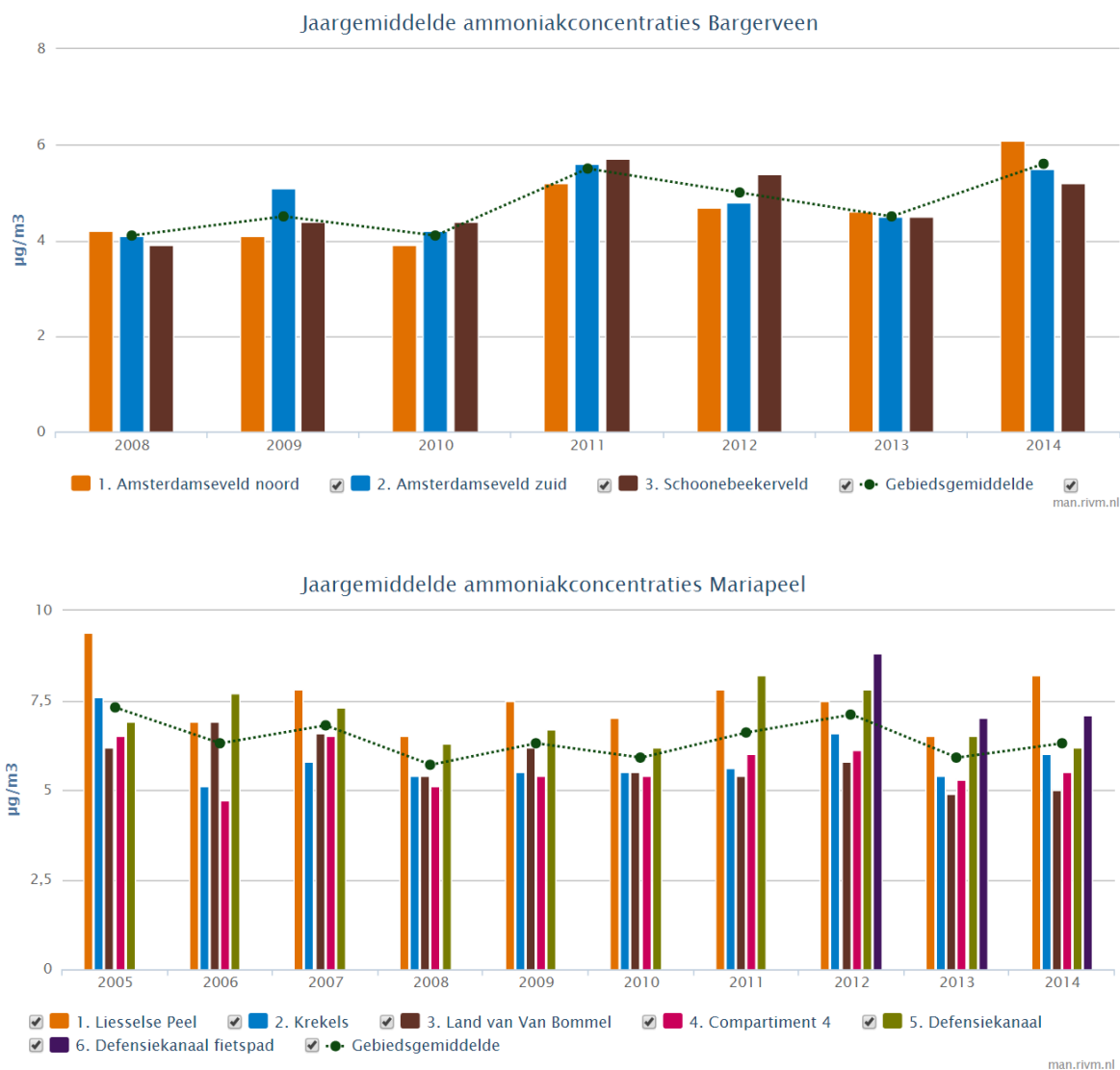


**Figuur 8.12.** Bedekking van Struikhei (*Calluna*), Eenarig wollegras (*E vag*), Stijf veenmos (*S cap*), Heideklauwtjesmos (*Hj*) en Bronsmos (*Ps*) in PQ's (12,8 m<sup>2</sup>) zonder stikstofadditie (con), 56 kg N/ha/jaar in de vorm van natriumnitraat (Nox56), 56 kg N/ha/jaar in de vorm van ammoniumchloride (Nred56) of 56 kg N/ha/jaar in de vorm van ammoniak (amm) in Whim bog (Schotland). Let op dat de mossen en Struikhei allen zijn verdwenen na toediening van stikstof in de vorm van ammoniak. Bron: Sheppard *et al.* (2013).

Figure 8.12. Percentage cover of the main species *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum* (*E vag*), *Sphagnum capillifolium* (*S cap*), *Hypnum jutlandicum* (*Hj*) and *Pleurozium schreberi* (*Ps*) ( $\pm$  standard error) growing in the 12.8 m<sup>2</sup> plots on the control (no added N) and N treated (oxidised (Nox), reduced (Nred) and ammonia (amm)) plots ( $\sim 56$  kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) at Whim bog in 2009. Note that the mosses and *Calluna* have gone from the NH<sub>3</sub> plots. Source: Sheppard *et al.* (2013).

Uit het langlopende onderzoek in Schotland bleek dat vooral droge depositie in de vorm van ammoniak schadelijke effecten heeft op de vegetatie van het hoogveen. Na een periode van 10 jaar verhoogde ammoniakdepositie zijn alle mossen, inclusief Stijf veenmos (*Sphagnum capillifolium*) verdwenen, maar ook Struikhei (Figuur 8.12). Natte depositie in de vorm van nitraat of ammonium leidden beiden tot een afname van de bedekking met veenmos. Op basis van de schadelijke effecten van ammoniak hebben Cape e.a. (2009) een voorstel gedaan voor een aanpassing van de kritische ammoniakconcentratie. Voor korstmossen, veenmossen en ecosystemen waarin deze soortgroepen van belang zijn, wordt voor de lange termijn een gemiddelde jaarlijkse kritische concentratie voorgesteld van 1  $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ . Voor de hogere vegetatie stellen Cape *et al.* (2009) een gemiddelde jaarlijkse kritische concentratie voor van 2-4  $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ .

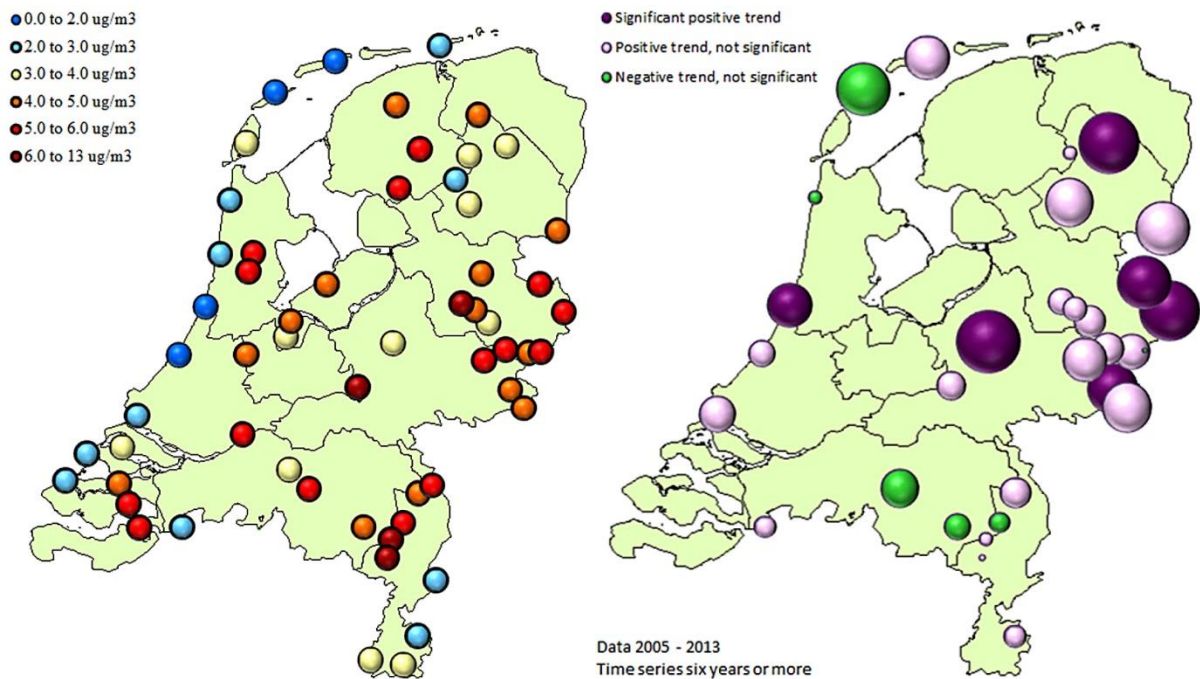




**Figuur 8.13. Ammoniakconcentraties (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) gemeten in het Bargerveen (boven; periode 2008-2014) en Mariapeel (onder; periode 2005-2014) in het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN). Bron: <http://man.rivm.nl/>.**

**Figure 8.13. Concentrations of ammonia (in  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) measured as part of the MAN-programme (ammonia in nature reserve) in the Bargerveen bog (top; period 2008-2014) and Mariapeel bog (bottom; period 2005-2014) Source: <http://man.rivm.nl/>.**

In Figuur 8.13 staan metingen van het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN) gegeven voor het Bargerveen en de Mariapeel. In het Bargerveen varieert de gemeten ammoniakconcentratie van 4-5,5  $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$  en in de Mariapeel van 6-7,5  $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ . Voor beide gebieden wordt de voorgestelde kritische concentratie voor mossen en korstmossen fors overschreden, maar ook de kritische concentratie voor de hogere vegetatie. Uit de metingen van het MAN blijkt tevens dat de ammoniakconcentraties in Nederland niet afnemen, maar stabiel blijven of zelfs toenemen. Lolkema *et al.* (2015) hebben de meetresultaten van het MAN ruimtelijk weergegeven hoe de  $\text{NH}_3$ -concentraties over Nederland verdeeld zijn en of er binnen de periode 2005-2013 sprake is van een trend (Figuur 8.14). De hoogste ammoniakconcentraties ( $> 6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) worden gemeten op de hogere zandgronden in het oosten van het land. Een zorgelijke ontwikkeling is dat er vrijwel alleen maar positieve trends (toenames) in de ammoniakconcentraties zijn en dan vooral in het noordoosten van het land waar de meeste hoogveenrestanten liggen (Figuur 8.14).



**Figuur 8.14.** Links: ruimtelijke weergave van de ammoniakconcentraties gemeten in 2013 in natuurgebieden binnen het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden. Rechts: trend in de ammoniakconcentraties in natuurgebieden in de periode 2005 t/m 2013. Bron: Lolkema *et al.* (2015).

**Figure 8.14.** Left: yearly average concentration of ammonia for the MAN areas in the year 2013. Right: Trends in ammonia concentration over time for the MAN areas. The size of the dots corresponds with the size of the trend. Source: Lolkema *et al.* (2015).

In Nederland blijven de (veel) te hoge stikstofconcentraties en –depositie een belangrijk aandachtspunt. Hierbij zijn de schadelijke effecten van gereduceerd stikstof (ammoniak/ammonium) groter dan van geoxideerd stikstof (o.a. De Haan *et al.* 2008; Sheppard *et al.* 2011, 2014). In Nederland bestaat het grootste deel (65-70%) van de stikstofdepositie uit gereduceerd stikstof, zodat maatregelen om emissies vanuit de intensieve veehouderijen te verlagen zeer waarschijnlijk effectiever zijn dan een verlaging van de emissies van stikstofoxiden. Daarbij komt dat stikstofoxiden over een langere afstand in de atmosfeer worden getransporteerd en reducties voornamelijk via Europees beleid bereikt moeten worden. In een recente studie uit het Verenigd Koninkrijk (Stevens *et al.* 2016) wordt ook benadrukt dat in de toekomst (het jaar 2030) de natuur als gevolg van stikstofdepositie nog verder achteruitgegaan zal zijn. In hoogvenen en heiden verwachten ze een afname in soortenrijkdom via een afname in het voorkomen van bodembewonende korstmossen, afname van de productiviteit van bepaalde veenmossoorten, afname van heidesoorten en een toename van grassen (Stevens *et al.* 2016).

De hydrologische omstandigheden hebben invloed op de uiteindelijke effecten van stikstof. Lage waterstanden stimuleren de decompositie en remmen de veenmosgroei, waarbij beiden leiden tot een toename van de stikstofbeschikbaarheid. Onder hydrologisch optimale omstandigheden (hoge stabiele waterstanden) vormt stikstofdepositie een minder groot probleem, omdat veenmossen onder optimale groeiomstandigheden veel stikstof vastleggen waardoor de beschikbaarheid van stikstof voor vaatplanten laag gehouden kan worden. Dit effect treedt op bij een stikstofdepositie tot maximaal 15-20 kg stikstof per hectare per jaar (Tomassen *et al.* 2003a) en zorgt ervoor dat verlaging van stikstofdepositie snel meetbaar is via een afname van de stikstofconcentratie in het weefsel van veenmossen (Limpens & Heijmans 2008).

### Indicatoren voor stikstof

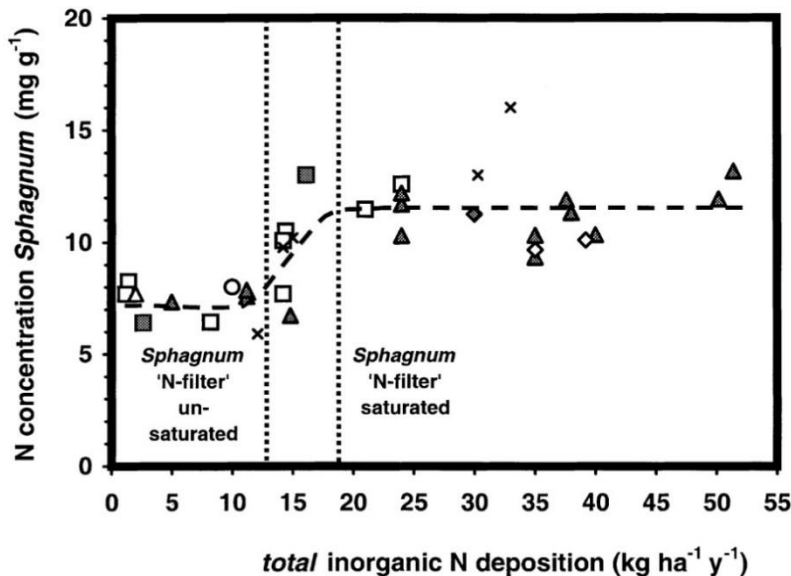
Zoals hierboven aangegeven wordt de kritische depositiewaarde voor stikstof voor alle hoogvenen in Nederland overschreden. Er moet dus rekening gehouden worden met een belemmering van de hoogveenontwikkeling door stikstof, zeker aangezien hoogvenen natuurlijke systemen zijn die onder natuurlijke omstandigheden, dus een stikstofdepositie onder de KDW, geen beheer nodig hebben. Dit is anders dan bij half-natuurlijke systemen die afhankelijk zijn van regulier beheer voor de instandhouding. Door dit beheer (bijvoorbeeld jaarlijks maaien en afvoeren) te intensiveren kan in half-natuurlijke systemen extra stikstof uit het systeem verwijderd worden. Hierbij is het wel belangrijk op te merken dat intensivering van dit beheer negatieve gevolgen kan hebben voor soorten, omdat deze door dit intensieve beheer hun levenscyclus niet kunnen voltooien.

In Nederlandse hoogvenen zijn de gevolgen van decennia lange overschrijdingen van de kritische depositiewaarde voor stikstof goed zichtbaar in de vorm van een toename van ongewenste stikstofminnende soorten zoals Pijpenstrootje en Berken en een afname van karakteristieke veenmossen en hogere planten. Deze verschuiving in soortensamenstelling is een late indicator, aangezien er al een heel proces aan vooraf gegaan is. Voor monitoring is het belangrijk om gebruik te maken van vroege indicatoren. Op deze wijze kan op relatief korte termijn vastgesteld worden of de genomen maatregelen het gewenste effect hebben. Er is veel bekend over vroege indicatoren voor het monitoren van een overschrijding van de kritische depositiewaarde. De vraag is of dezelfde indicatoren ook gebruikt kunnen worden om vroeg te signaleren of de stikstofoverschrijding afneemt. Daar is nog relatief weinig over bekend. Hieronder volgt een overzicht van enkele toepasbare indicatoren voor een overschrijding van de KDW.

### Stikstofconcentratie in veenmossen

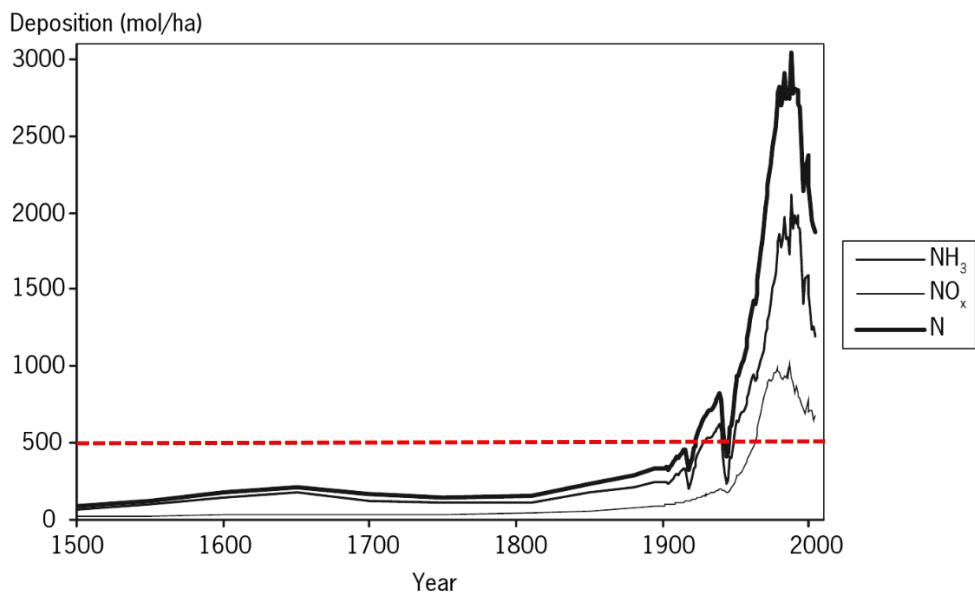
De stikstofconcentratie in veenmossen is een bruikbare indicator om de atmosferische stikstofdepositie te kwantificeren. Onder natuurlijke omstandigheden ( $< 5\text{--}10\text{ kg N/ha/jaar}$ ) is de N-concentratie in het weefsel van veenmossen ca.  $6\text{ mg/g}$  drooggewicht (0,6%; Figuur 8.15). Bij een dergelijke lage atmosferische stikstofdepositie kunnen veenmossen het binnenkomende stikstof efficiënt opnemen, zodat de concentratie vrij stikstof in het veenwater laag is. Tussen een stikstofdepositie van  $10\text{--}20\text{ kg/ha/jaar}$  neemt de stikstofconcentratie in het veenmos geleidelijk toe (tot ca.  $12\text{ mg/g}$  drooggewicht) door de productie van vrije aminozuren (luxue consumptie; Figuur 8.15). Boven een stikstofdepositie van  $20\text{ kg/ha/jaar}$  neemt de stikstofconcentratie in het weefsel niet meer toe. Op dat moment is het veenmosfilter verzadigd met stikstof en zal de concentratie vrij stikstof in het veenwater toenemen.

Recent experimenteel onderzoek in Schotland (Whim bog) heeft aangetoond dat gedurende 11 jaar een verhoging van de stikstofdepositie tot  $32\text{ kg N/ha/jaar}$  niet heeft geleid tot een verzadiging van het veenmosfilter (Chiwa *et al.* 2016). Alleen bij een verhoging van de depositie tot  $62\text{ kg N/ha/jaar}$  werd een verhoging van stikstofverzadiging waargenomen en een verhoging van de stikstofconcentratie in de wortelzone. De vraag is of een verhoging van de stikstofdepositie tot  $32\text{ kg N/ha/jaar}$  gedurende 11 jaar voldoende lang is om de effecten van stikstofaccumulatie zoals in Nederland na te bootsen. In Nederland wordt namelijk al bijna 100 jaar de kritische depositiewaarde overschreden (Figuur 8.16) met als hoogtepunt in de jaren 80 van de vorige eeuw een depositie van ca.  $3000\text{ mol N/ha/jaar}$  ( $= 42\text{ kg/ha/jaar}$ ). Het is daarom aannemelijk dat op de langere termijn ook bij het experiment bij een stikstofdepositie lager dan  $32\text{ kg N/ha/jaar}$  verzadiging van het veenmosfilter gaat optreden. Wat verder van belang is dat in Nederland niet alleen sprake was van een hoge stikstofdepositie, maar ook van sterke verdroging. Verdroging versterkt de negatieve effecten van stikstofdepositie. De waterstanden in Whim bog zijn gemiddeld ca.  $10\text{ cm}$  onder maaiveld (Sheppard *et al.* 2013), dus zeer gunstig.



**Figuur 8.15. Relatie tussen de stikstofconcentratie in het weefsel van bultvormende veenmossen (in mg/ g drooggewicht) en de totale stikstofdepositie in Europa en de Verenigde Staten. Bron: Lamers *et al.* (2000).**

Figure 8.15. The N concentration of ombrotrophic *Sphagnum* species (in mg N/g DW) shows a logistic response curve for the atmospheric inorganic N input. Data from the literature and collected by the authors (Europe and USA). Source: Lamers *et al.* (2000).



**Figuur 8.16. Stikstofdepositie (in mol/ha) op Nederland in de periode 1500-2006. De rode stippellijn geeft de kritische depositiewaarde voor het habitatype Actieve hoogvenen van 500 mol/ha/jaar (= 7 kg N/ha/jaar). Bron: Noordijk (2007).**

Figure 8.16. Nitrogen deposition rate (mol ha<sup>-1</sup>) between 1500 and 2006 in the Netherlands. The red dotted line indicates the critical deposition load for nitrogen for the habitat type active raised bog (500 mol ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> = 7 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>). Source: Noordijk (2007).

Een ander belangrijk punt is dat de stikstofvorm (ammonium of nitraat) effect heeft op het lekken van verbindingen naar de wortelzone. Bij ammoniumdepositie wisselt het ammonium uit met basische kationen als calcium, magnesium en kalium en zuurionen (H<sup>+</sup>), waardoor er een nutriënten onbalans kan ontstaan (veel stikstof ten opzichte van basische kationen). Bij

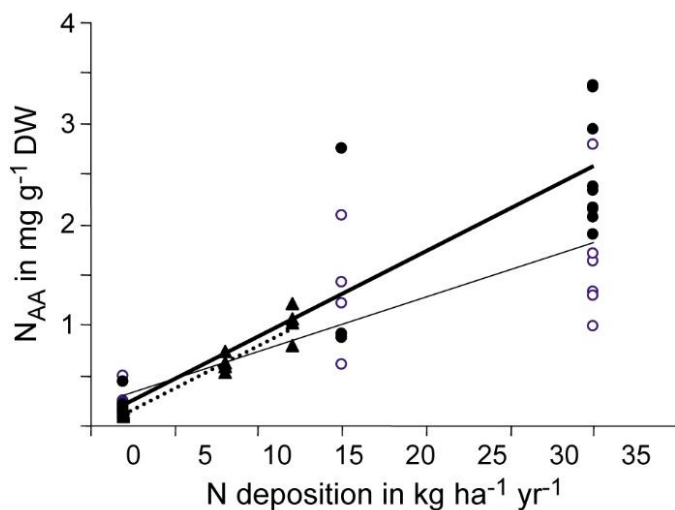
nitraatdepositie neemt de concentratie opgeloste organische stikstofverbindingen in de wortelzone toe. Onder beide omstandigheden kan dit uiteindelijk resulteren tot veranderingen in de soortensamenstelling.

Door de stikstofconcentratie in veenmossen te monitoren kan afgeleid worden of de stikstofdepositie afneemt, maar in het geval van een herstellend hoogveen kan een afname van de concentratie ook betekenen dat bijvoorbeeld de hydrologische omstandigheden gunstiger geworden zijn. Onder droge omstandigheden wordt de veenmosgroei geremd (Aldous 2002). Als gevolg hiervan is de stikstofconcentratie in het weefsel vaak hoger. Bij een verbetering van de hydrologie wordt de remming van de veenmosgroei opgeheven en zal bij een vergelijkbare stikstofdepositie de concentratie in het weefsel afnemen (verdunding).

Veenvorming is niet alleen afhankelijk van de veenmosgroei, maar ook van de afbraaksnelheid van het gevormde organische materiaal. Zowel de N-concentratie in veenmossen, als de vochtigheid zijn mede bepalend voor de afbraaksnelheid van veenmossen en dus voor de mate waarin veenvorming kan optreden. Bij zowel een hoge N-concentratie als droge omstandigheden zal ook de afbraaksnelheid hoger zijn, waardoor de beperkte hoeveelheid organisch materiaal ook nog weer sneller zal worden afgebroken. Dit heeft ook gevolgen voor de koolstofbalans van het hoogveen, aangezien er dan geen sprake is van netto CO<sub>2</sub>-vastlegging maar van CO<sub>2</sub>-emissie.

#### Concentratie N-rijke aminozuren

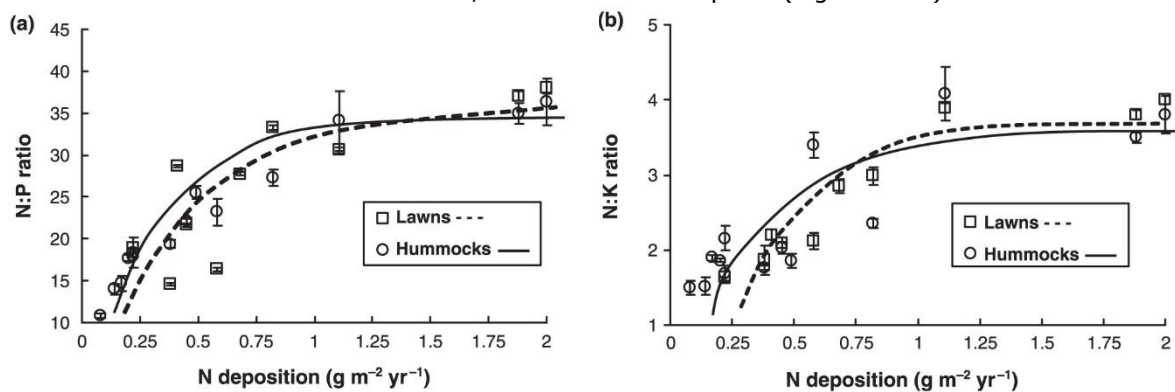
Op het moment dat de stikstofbeschikbaarheid te hoog is, gaan veenmossen stikstofrijke aminozuren accumuleren (o.a. Nordin & Gunnarsson 2000, Tomassen *et al.* 2003b, Limpens & Berendse 2003). Dit proces start al bij een lage N-depositie van 2,5-5 kg N/ha/jaar. Accumulatie van stikstof in de vorm van vrije aminozuren is daarmee een gevoelige en vroege indicator voor toekomstige veranderingen in de vegetatiesamenstelling (Figuur 8.17; Wiedermann *et al.* 2009).



**Figuur 8.17. Relatie tussen de stikstofconcentratie in N-rijke vrije aminozuren (N<sub>AA</sub> in mg/g drooggewicht) en de stikstofdepositie (kg N/ha/jaar) in *Sphagnum balticum* afkomstig van een gradiëntonderzoek (dichte driehoekjes, stippellijn) en van veldexperimenten in 1997 (open cirkels, dunne lijn) en 2004 (dichte cirkels, dikke lijn) (Wiedermann *et al.* 2009).**  
Figure 8.17. The relationship between soluble amino acid N tissue content (mg g<sup>-1</sup> DW) and N deposition (kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) for *Sphagnum balticum* samples from the gradient study (filled triangles, dashed line), and from the field experiment in 1997 (open circles, thin line) and 2004 (filled circles, solid line). Source: Wiedermann *et al.* (2009).

### Verandering in nutriëntenlimitatie

Uit een studie van Bragazza *et al.* (2004) blijkt dat op basis van nutriëntenlimitatie in bultvormende veenmossen bepaald kan worden of de kritische depositiewaarde voor stikstof wordt overschreden. Boven een stikstofdepositie van ca. 10 kg ha/ha/jaar bereiken N:P en N:K ratios een maximale waarde (respectievelijk 30 en 3), waarbij de veenmosgroei niet meer door stikstof maar door fosfor en/of kalium wordt beperkt (Figuur 8.18).



**Figuur 8.18. Gemiddelde N:P-ratio (a) en N:K-ratio (b) in het weefsel van bultvormende veenmossen langs een natuurlijke stikstofdepositie gradiënt variërend van 1 tot 20 kg/ha/jaar-1 yr<sup>-1</sup> in Europa. De onderbroken en continue lijn geven het theoretische verloop op basis van een regressie model (Bragazza *et al.* 2004).**

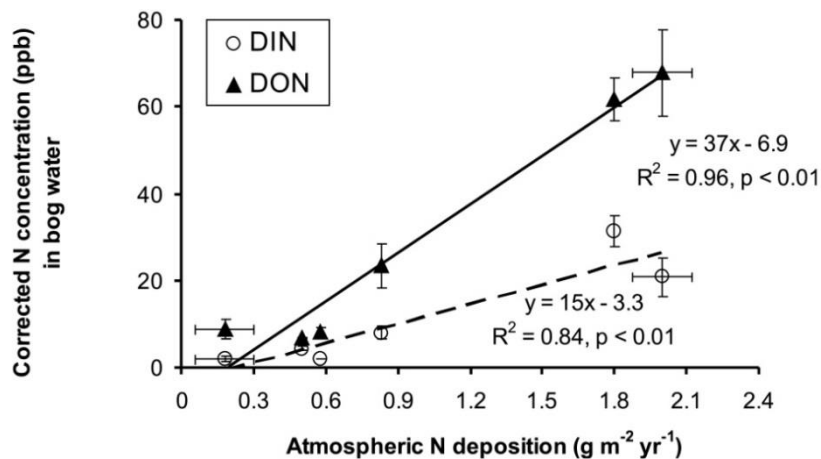
Figure 8.18. Mean values ( $\pm 1$  SE) of (a) N: P and (b) N: K ratios in hummock and lawn Sphagnum plants at each mire in relation to atmospheric N deposition. Dashed and continuous lines represent the theoretical patterns based on regression model. Source: Bragazza *et al.* (2004).

### Concentratie N in veenwater

Stikstofminnende soorten als Pijpenstrootje en Berk kunnen tot dominantie komen wanneer de beschikbaarheid van stikstof in de wortelzone toeneemt. Dit stikstof kan in de opgeloste anorganische vorm (DIN), voornamelijk ammonium, aanwezig zijn, maar ook in de vorm van opgeloste organische stikstofverbindingen (DON). Bragazza & Limpens (2004) hebben zowel opgelost anorganisch stikstof (DIN) als opgelost organisch stikstof (DON) gemeten in 6 Europese hoogvenen die varieerden in een stikstofdepositie van 2 tot 20 kg/ha/jaar. Zowel de concentratie DIN als DON namen toe bij een toename van de stikstofdepositie, maar deze toename was sterker voor DON (Figuur 8.19). DIN als gevolg van de afname van de opnamecapaciteit door de veenmoslaag (stikstofverzadiging) en DON als gevolg van het lekken van organische stikstofverbindingen door veenmossen. Door in de wortelzone de concentratie opgelost stikstof, aanwezig in de vorm van ammonium of DON, te monitoren, kan bepaald worden of de vegetatie al het binnenkomende stikstof kan opnemen.

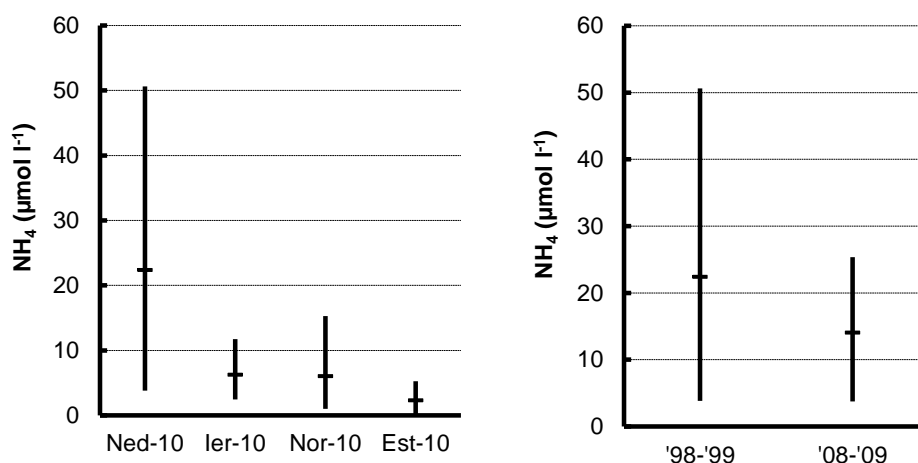
In Nederlandse hoogvenen is vaak alleen opgelost anorganisch stikstof gemeten. Uit deze metingen blijkt dat op het moment dat de ammoniumconcentratie hoog is ( $> 10 \mu\text{mol/l}$ ), er in principe sprake is van stikstofverzadiging. Hierbij is het nog wel van belang te realiseren dat de ammoniumconcentratie wordt bepaald door de input via atmosferische depositie en mineralisatie aan de ene kant en opname en vastlegging aan de andere kant. Bij deze laatste kan geen onderscheid gemaakt worden tussen opname door veenmossen en karakteristieke hoogveenvaatplanten of door ongewenste soorten als Pijpenstrootje. Bij herstellende hoogvenen kan de concentratie ammonium in de wortelzone wel als indicator gebruikt worden, aangezien de concentratie vrij ammonium vaak hoog is in vergelijking tot hoogvenen in het buitenland (20-30  $\mu\text{mol/l}$ ; Figuur 8.20). Een afname van de ammoniumconcentratie kan wijzen op een afname van de stikstofdepositie (eenvoudig te checken via het landelijke meetnet of MAN) of de vastlegging van stikstof door de vegetatie is toegenomen.





**Figuur 8.19. Verband tussen de gemiddelde ( $\pm$  standaardfout)concentratie opgelost organisch (DON) en anorganisch (DIN) stikstof in de wortelzone van hoogvenen met een stikstofdepositie variërend van 2 tot 20 kg N/ha/jaar. Bron: Bragazza & Limpens (2004).**

Figure 8.19. Relationships between mean ( $\pm$  s.d.) dissolved organic (DON) and inorganic (DIN) nitrogen concentration with atmospheric N deposition (gradient of 0.2 to 2 g N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) at six European bogs. Standard deviations of atmospheric N deposition are reported only for the lowest and the highest values, to avoid cluttering the figure. Source: Bragazza & Limpens (2004).



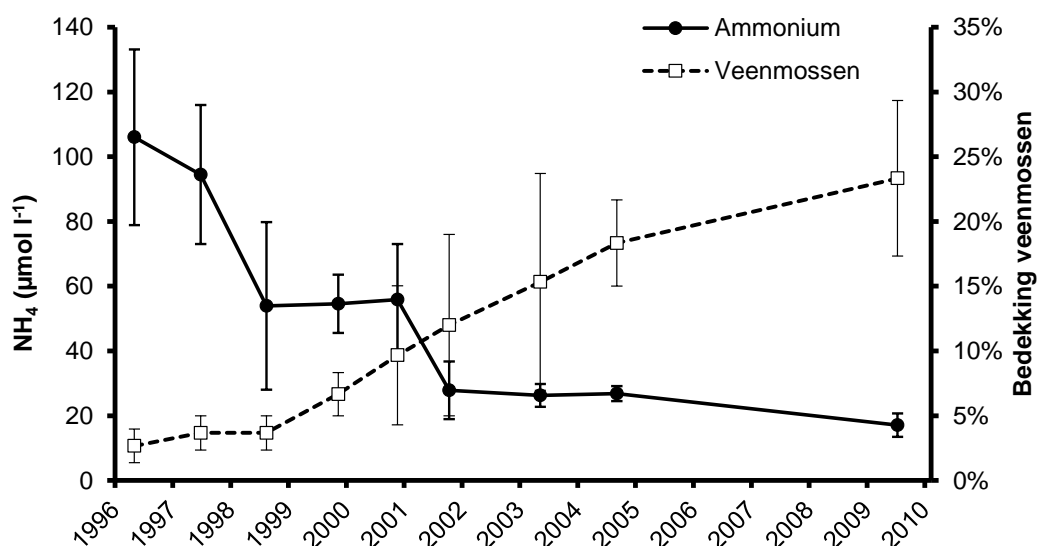
**Figuur 8.20. Links: concentratie ammonium ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ ) in het bodemvocht van verschillende venen in Nederland, Estland, Ierland en Noorwegen op 10 cm diepte. Weergegeven zijn gemiddelden en de minimale en maximale gemeten concentratie. Bron: Tomassen *et al.* (2002a). Rechts: concentratie ammonium ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ ) in het bodemvocht van een groot aantal hoogvenen in Nederland in zowel in de periode 1998-1999 (zelfde data als in linker grafiek) als tien jaar later in de periode 2008-2009. Bron: Tomassen *et al.* (2011b).**

Figure 8.20. Left: pore water ammonium concentrations ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ ) at 10 cm depth in raised bogs in the Netherlands, Estonia, Ireland and Norway. Given are mean, maximum and minimum concentrations. Source: Tomassen *et al.* (2002a). Right: pore water ammonium concentrations ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ ) in Dutch raised bogs in the period 1998-1999 (same data as in left figure) and ten years later (period 2008-2009). Source: Tomassen *et al.* (2011b).

In Figuur 8.20 (rechts) staat de ammoniumconcentratie in het veenwater in diverse Nederlandse hoogvenen in de periode 1998-1999 en 10 jaar later (2008-2009). Op basis van deze gegevens blijkt dat de gemiddelde ammoniumconcentraties in de toplaag van het veen in 10 jaar bijna gehalveerd zijn. Deze afname kan het gevolg zijn van een toename van de groei van veenmossen (door bijvoorbeeld verbeterde hydrologische condities) die veel stikstof kunnen vastleggen (Lamers *et al.* 2000, Limpens *et al.* 2003, Tomassen *et al.*

2003b), maar kan ook een weerspiegeling van de afgenomen stikstofdepositie zijn. In Nederland is de totale depositie van stikstof tussen 1984 en 2006 namelijk met 25% afgenomen (Boxman *et al.* 2008). Een verlaging van de input van stikstof leidt snel (binnen 1 tot 2 jaar) tot een afname van de stikstofconcentratie in het veenmos en hiermee tot een herstel van de opnamecapaciteit van stikstof door veenmos (Limpens & Heijmans 2008).

In Noord-Limburg ligt het Pikmeeuwenwater, een ombrotrofe drijftil in een oud heideveen. Op de drijftil is in het midden jaren 90 van de vorige eeuw een experiment gestart om de dominantie van Pijpenstrootje en Berk via verschillende beheersmaatregelen (maaïen, plaggen of uitvenen) terug te dringen. Een opvallend resultaat was dat ook in de controle plots de bedekking met veenmossen in de loop van de jaren toenam (Figuur 8.21; periode 1996-2010). De ammoniumconcentratie in de wortelzone is in deze periode juist afgenomen. Hydrologisch gezien is er in deze periode niet veel veranderd aangezien het een drijftil betreft die mee beweegt met fluctuaties in de waterstand. Er zijn in die periode wel berken afgezet, wat gunstig is vanuit het oogpunt van verminderde beschaduwing, bladinvall en interceptie van regenwater. De stikstofdepositie is tussen 1996 en 2010 in Nederland met ruim 20% afgenomen. De waargenomen afname in de ammoniumconcentratie is daarmee waarschijnlijk het effect van een combinatie van beide factoren. Het toont wel aan dat (snel) herstel mogelijk is onder optimale hydrologische omstandigheden en enig beheer in de vorm van het trekken van berken.



**Figuur 8.21.** Verloop van de ammoniumconcentratie in de wortelzone (10 cm diepte) en de bedekking van veenmossen (*Sphagnum fallax*, *Sphagnum papillosum* en *Sphagnum magellanicum*) in het Pikmeeuwenwater in de periode 1996-2010. Bron: Tomassen & Lamers (ongepubliceerde data).

**Figure 8.21.** Pore water ammonium concentrations at 10 cm depth and the total coverage by peat mosses (*Sphagnum fallax*, *Sphagnum papillosum* and *Sphagnum magellanicum*) of the ombrotrophic floating raft Pikmeeuwenwater (1996 – 2010). Source: Tomassen & Lamers (unpublished data).

Zoals hierboven geïllustreerd zijn er diverse onderzoeken waaruit blijkt dat de stikstofconcentratie in de wortelzone tussen eind jaren 90 van de vorige eeuw en de periode 2008-2010 is afgenomen. In een drijftil gedomineerd door bultvormende veenmossen is de ammoniumconcentratie tussen 1998-1999 en 2008-2009 bijvoorbeeld gehalveerd (Tomassen *e.a.*, 2011). Dit is waarschijnlijk een resultaat van de afname van de stikstofdepositie in deze periode (Figuur 8.11) en doordat de piek in de stikstofdepositie (midden jaren 80 van de vorige eeuw) steeds verder achter ons komt te liggen. In de afgelopen 5 jaar neemt de stikstofdepositie echter niet meer duidelijk af. Uit de metingen van het MAN lijkt er zelfs weer sprake te zijn van een toename van de ammoniak/ammonium depositie (Figuur 8.14).

De vraag is of in de toekomst een verdere afname van de stikstofconcentratie in het veenwater verwacht mag worden, een stabilisatie of zelfs weer een toename.

#### Korstmossen

Korstmossen zijn over het algemeen zeer gevoelig voor de luchtkwaliteit en worden gebruikt als bio-indicatoren voor luchtverontreinigingen zoals zwaveldioxide en ammoniak (Hawksworth & Rose 1970; Wolseley *et al.* 2006). Korstmossen nemen nutriënten direct op uit de atmosfeer en dat maakt ze gevoelig voor veranderingen in de chemie van de atmosfeer. Voor zwaveldioxide is voor de lange termijn de kritische concentratie voor korstmossen  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO, 2000). De gemiddelde zwaveldioxideconcentratie in Nederland is afgenomen van ca.  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in 1990 tot  $1\text{--}2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in 2015 (Velders *et al.* 2016). Zwaveldioxide vormt daarmee geen probleem meer voor korstmossen.

Voor stikstof ligt dit natuurlijk anders. Korstmossen zijn zeer gevoelig voor hoge ammoniakconcentraties in de lucht en voor de lange termijn ligt de gemiddelde jaarlijkse kritische concentratie op  $1 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$  (Cape *et al.* 2009). In alle hoogveengebieden die onderdeel zijn van het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden wordt deze kritische concentratie met een factor 3 tot 9 overschreden. Niet alleen epifytische korstmossen (op bomen levend) worden gebruikt als vroege bio-indicatoren voor schade als gevolg van stikstofdepositie (Welch *et al.* 2006, Davies *et al.* 2007), maar ook grondbewonende korstmossen zoals *Cladonia*'s (o.a. Britton & Fisher 2008, Geiser *et al.* 2010, Hyvärinen & Crittenden 1998, Stevens *et al.* 2012). Effecten van stikstof zijn zichtbaar als een toename van de stikstofconcentratie in de korstmossen en veranderingen in soortensamenstelling waarbij bepaalde korstmossen volledig verdwijnen. Stevens *et al.* (2012) geven aan dat korstmossen in hoogvenen in eerste instantie profiteren van een toename van de stikstofdepositie en dat boven een depositieniveau van 15-25 kg N/ha/jaar korstmossen achteruitgaan en uiteindelijk verdwijnen.

Het terugkeren van korstmossen is een goede indicator voor een verbetering van de luchtkwaliteit en daarmee een afname van de stikstofdepositie. Gezien de huidige overschrijding van de kritische ammoniakconcentratie is niet de verwachting dat dit op korte termijn op grote schaal zal plaatsvinden.

#### Bruikbaarheid stikstofindicatoren voor monitoring hoogveenherstel

De hierboven beschreven indicatoren zijn ontwikkeld en worden toegepast om de effecten van stikstofoverschrijdingen te monitoren. Er is maar weinig bekend of ze ook toepasbaar zijn om een afname van de stikstofdepositie te monitoren, alhoewel uit onderzoek van Limpens & Heijmans (2008) blijkt dat de verhoogde stikstofconcentraties in het veenmos na een korte periode met een hoge stikstofdepositie al snel niet meer waarneembaar zijn. Vooral chemische indicatoren, zoals de ammoniumconcentratie in de wortelzone, de concentratie stikstof en stikstofrijke aminozuren in veenmossen, lijken bruikbare, snel reagerende indicatoren. Pas in een later stadium zullen veranderingen in abundantie en soortensamenstelling waarneembaar zijn. Als voorbeeld gebruiken we de veranderingen die in Clara bog in de verdroogde rand van het onvergraven veen zijn opgetreden na een stikstofbemesting (controle, 20, 40 en 80 kg/ha/jaar) gedurende 3 jaar. 15 jaar beëindiging van de stikstofbemesting is het effect van de bemesting nog steeds zichtbaar doordat de aangeplante Pijpenstrootje en Eenarig wollegras zich hebben weten te handhaven en het niet volledig terugkeren van de bodembewonende korstmossen (*Cladonia portentosa*) in de bemeste plots (Figuur 8.22).



**Figuur 8.22. Foto van een controle plot (links) en met stikstof bemeste plot op Clara bog Oost (Ierland). 15 jaar na beëindiging van N-bemesting (juli 2016) zijn de effecten hiervan nog duidelijk in de vegetatie zichtbaar. De aangeplante Pijpenstrootje en Eenarig wollegras hebben zich weten te handhaven, de Struikhei is veel harder gegroeid en de bedekking met Cladonia's is beduidend lager. Foto's: Casper Cusell.**

Figure 8.22. A control plot (left) and a N fertilised plot (right) on Clara bog east (Ireland). 15 years after ceasing N fertilisation (July 2016) the effects are still visible. The planted *Molinia caerulea* and *Eriophorum vaginatum* are still present, *Calluna vulgaris* produced more biomass and the coverage of the lichen *Cladonia* is still much lower. Pictures: Casper Cusell.

#### 8.2.4 Hydrologie

##### Invloed en effect

Bij de hydrologische invloed die een hoogveensysteem ondervindt vanuit zijn omgeving is er veel minder sprake van éénrichtingsverkeer dan bij klimaats- en atmosferische invloed. Daar is de ruimtelijke schaal van de processen die zich afspelen dusdanig groot, dat terugkoppelingseffecten vanuit het hoogveen verwaarloosbaar zijn. Bij hydrologische processen is er wel sprake van terugkoppeling: omgeving en hoogveensysteem bepalen samen de flux tussen beiden, wat het onderscheid tussen macro- en mesoschaal hier minder scherp maakt. We behandelen de fluxen en wegzijging uit hoogveensystemen daarom hier onder de systeem- of mesoschaal. Een aparte beschouwing over omgevingsinvloeden is weliswaar toch zinvol, alleen al omdat dat doorgaans ook sturingsmogelijkheden zijn vanuit het oogpunt van de water- en terreinbeheerder. Ook in grondwatermodellen komen omgevingsinvloeden terug onder de noemer randvoorwaarden, zoals:

- Neerslag en verdamping
- Onttrekkingen
- Oppervlaktewater (Infiltrerend of drainerend)
- Grondwaterstanden en stijghoogtes aan de randen en onderrand

In de context van grondwatermodellering wordt met rand weliswaar de rand van het model bedoeld en niet die van het eigenlijke systeem of interessegebied. De modelrand dient in het algemeen op voldoende afstand van het interessegebied gekozen te worden. Ook het type randvoorwaarde is daarbij van belang (zie bijv. Maas 1996, Anderson *et al.* 2015). Neerslag en verdamping zijn in die zin ook randvoorwaarden, maar scharen we hier onder klimatologische invloed. Voor de hydrologische invloed van de omgeving op een hoogveensysteem is niet alleen de kwantiteit, maar ook de kwaliteit en samenstelling van het water van belang. Over het effect en de doorwerking van omgevingsinvloeden op de hydrologische omstandigheden binnen in een hoogveensysteem, hoeven en kunnen we hier niet uitputtend zijn. Basiskennis daaromtrent is in vrijelijk beschikbaar is, in de vorm van literatuur maar ook in de vorm van hydrologische modellen (stromingsmodellen, tijdreeksmodellen, analytische oplossingen, etc.).

### Referenties en referentiewaarden

Zoals gezegd wordt de hydrologische invloed van de omgeving op een hoogveensysteem niet strikt eenzijdig gedictieerd door de omgeving, omdat de flux tussen beiden ook van beiden afhankelijk is. Factoren die wel door de macroschaal of omgeving bepaald worden zijn:

- De stijghoogte aan de randen en onderrand van het hoogveen (veenbasis)
- De grondwaterkwaliteit aan de randen en onderrand
- Drainage, oppervlaktewater en onttrekkingen in de omgeving

Het eerste criterium c.q. het aanwezig zijn van contact tussen de onderliggende stijghoogte en de veenbasis komt terug in de herstelstrategie voor Actieve hoogvenen (Jansen *et al.* 2013d) en is in veel hoogveengebieden gebruikt als referentiewaarde of hydrologische randvoorwaarde. Het is daarbij samen met standplaatscriteria op microschaal toegepast bij het doorrekenen en evalueren van verschillende hydrologische maatregelen en scenario's met een grondwatermodel, waaronder het ontwerp van bufferzones (zie bijv. Figuur 8.23 en van Duinen *et al.* 2008, Meuwese *et al.* 2012, Van Duinen *et al.* 2016).

Net als bij de klimatologische randvoorwaarden, is er echter ook met betrekking tot deze criteria uitgebreide discussie geweest en nog gaande. De stijghoogtes in de omgeving en aan de onderrand bepalen samen met de weerstanden en veenwaterpeilen of er kwel of wegzijging optreedt, en in welke mate. Zolang de stijghoogte tot aan de veenbasis van het hoogveen komt, gebeurt dat in principe volgens de wet van Darcy. De processen die optreden wanneer de stijghoogte in de zandondergrond onder de veenbasis uitkomt zijn deels recent onderzocht (Sevink *et al.* 2014; Dorland *et al.* 2015) en deels op het moment van schrijven nog in (OBN) onderzoek, met als te beantwoorden vraag of er in dat geval luchttoetreding en versnelde afbraak van de veenbasis op kan treden. Indien er sprake is van kwel, dan kan de kwaliteit van het regionale grondwater ook direct de (grond)waterkwaliteit aan maaiveld beïnvloeden, zowel in positieve zin via aanvoer van CO<sub>2</sub> en/of bufferende stoffen als in negatieve, via aanvoer van nutriënten en/of oxidatoren. Als er geen sprake is van kwel, dan is ook aanvoer van in water opgeloste stoffen of opgelost CO<sub>2</sub> naar het veenoppervlak uitgesloten. Er is eerder geopperd dat de kwaliteit van het onderliggende, regionale grondwater de afbraak van veen en/of veenbasis zou kunnen versnellen en daarmee de weerstand ervan kunnen aantasten. Zolang er sprake is van wegzijging uit het veen lijkt dat echter onwaarschijnlijk, omdat contact tussen beiden in dat geval onwaarschijnlijk is. In het verleden is ook de mogelijkheid geopperd van aanvoer van CO<sub>2</sub> vanuit het regionale grondwater via transport van lucht(belletjes), maar ook dit lijkt onwaarschijnlijk (Tomassen *et al.* 2011b). In alle gevallen moet er rekening mee gehouden worden dat effecten van de regionale grondwaterkwaliteit sterk vertraagd door kunnen werken of zelfs om kunnen slaan, doordat de reistijd van vervuild grondwater groot is of doordat buffers die aanwezig zijn in de ondiepe ondergrond (bijv. pyrietbanken) maar langzaam af worden gebroken (zie bijv. Lamers *et al.* 2001, Cirkel *et al.* 2014).



**Figuur 8.23. Totaalscore op 3 criteria (waaronder het veenbasiscriterium) als randvoorwaarden voor hoogveenherstel in de Deurnsche Peel, in de referentiesituatie en in het voorkeurscenario (Bron: Meuwese *et al.* 2012).**

**Figure 8.23. Score total on 3 criteria (among others, the bog base criterion) that act as precondition for bog restoration in the Deurnsche Peel, in the reference and optimal situation (source: Meuwese *et al.* 2012)**

Naast criteria of referentiewaarden die gericht zijn op het voorkomen van negatieve effecten zoals afbraak, of juist het stimuleren van positieve zoals aanvoer van CO<sub>2</sub> en bufferende stoffen, kan ook de natuurlijk of onverstoorte situatie als referentie dienen. Omdat onverstoorte hoogvenen hier al lang niet meer voorkomen, is de vraag hoe een natuurlijk hoogveen er in Nederland uit zou zien niet altijd goed te beantwoorden. Voor die vraag kan deels uitgeweken worden naar relatief onverstoorte hoogvenen in het buitenland (zie bijv. Figuur 8.24), voor een ander deel is duidelijk dat in een onverstoorte situatie negatieve menselijke invloeden zoals onttrekkingen en drainage uiteraard niet voorkomen. Om die reden wordt doorgaans bij vergunningverlening en hydrologisch verlagingsonderzoek een maximale verlaging van de freatische grondwaterstand of (veen)waterpeil van 5 cm aangehouden. In de 'beleidsregel grondwater' van de diverse waterschappen (zie bijv. [www.overmaas.nl/publish/pages/3052/beleidsregel\\_grondwater.pdf](http://www.overmaas.nl/publish/pages/3052/beleidsregel_grondwater.pdf)) wordt dit uitgelegd als 'afwezigheid van permanente verlaging', omdat bij de bepaling van de verlaging gebruik wordt gemaakt van hydrologische modelberekeningen met een veronderstelde onnauwkeurigheid van 5 cm. Deze modelonnauwkeurigheid wordt echter eenzijdig in het nadeel van de natuur uitgelegd, bovendien wordt doorgaans niet naar de cumulatie van de individuele, negatieve effecten gekeken. Neem je de cumulatieve verlagingseffecten door menselijk handelen vanuit het verleden mee, dan kan rustig gesteld worden dat de hydrologische situatie rond de Nederlandse hoogvenen nergens meer onverstoord en natuurlijk is.

#### Gegevens en metingen

Het verrichten van metingen op macroschaal, dan wel het direct vlakdekkend inwinnen van hydrologische gegevens is in principe niet mogelijk. Uitzonderingen zijn daarbij nagelaten, zoals het in kaart brengen van het grensvlak tussen zoet en zout grondwater met behulp van electromagnetische straling (Siemon *et al.* 2009, Kok *et al.* 2010) of het monitoren van veranderingen in de berging van grondwater met behulp van zwaartekrachtmetingen (Yeh *et al.* 2006, Mishra 2011), omdat deze niet relevant of onvoldoende nauwkeurig zijn binnen het kader van deze handleiding. De hydrologische kwaliteit op macroschaal dient dan ook bepaald te worden vanuit de metingen op micro- of standplaatschaal via opschaling of modellering (zie Figuur 8.23, paragraaf 8.5).





**Figuur 8.24. Natuurlijk veenriviertje in midden Siberië. Het rivierpeil staat nagenoeg gelijk aan de (grond)waterstand in de omringende vegetatie en veen.**

**Figure 8.24. Undisturbed bog stream in middle Siberia. The water level almost equals the water levels in the surrounding vegetation and bog.**

## 8.3 Systeem (mesoschaal)

### 8.3.1 Inleiding

Zoals besproken in paragraaf 8.1.6 beperken we de macroschaal voor wat betreft abiotische monitoring tot de omgevingsinvloeden, en focussen we bij de interactie tussen hoogveensysteem en omgeving op de uitwisseling die plaatsvindt op de systeemrand, of grens tussen beiden. Een dergelijke benadering maakt het mogelijk om behoudswetten toe te passen, die een belangrijk uitgangspunt zijn van differentiaalvergelijkingen en fysisch-mathematische modellen in het algemeen. Bekende voorbeelden van behoudswetten zijn de wet van behoud van energie en wet van behoud van massa, die in eenvoudige bewoordingen stellen dat er geen energie of respectievelijk massa kan verdwijnen zonder reden. De wet van behoud van massa staat voor verschillende typen massa ook bekend onder verschillende eigennamen als waterbalans, stofbalans of nutriëntenbalans. Behoudswetten zijn toepasbaar op de schaal van een representatief elementair volume (REV, Figuur 8.5), maar ook op een compleet hoogveensysteem (mesoschaal) en zijn omgeving (macroschaal, Figuur 8.7). In formulevorm kun je een massabalans schrijven als:

$$\Delta S = q_{in} - q_{out} \quad (0.1)$$

Waarbij:

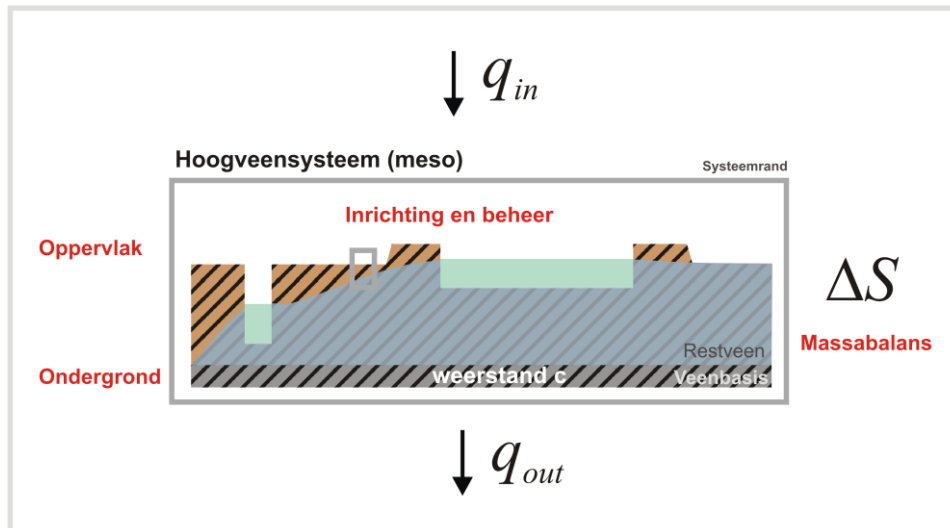
$\Delta S$  : verandering van de berging [ $MT^{-1}$ ]

$q_{in}$  : aanvoertermen [ $MT^{-1}$ ]

$q_{out}$  : afvoertermen [ $MT^{-1}$ ]

In deze vergelijking komt goed tot uitdrukking dat de schaalniveaus niet los van elkaar gezien kunnen worden: de massabalans bevat zowel interne eigenschappen van het systeem (de berging) als de omgevingsinvloeden (aan- en afvoertermen). We rekenen massabalansen, inclusief de fluxen en bergingsveranderingen die daar onderdeel van uit maken, tot de systeem- of mesoschaal. We behandelen de waterbalans los van stof- en nutriëntenbalansen, vanwege de verschillen in de rol en effecten daarvan.

Omgeving (macro)



**Figuur 8.25. Illustratie van de systeem- of mesoschaal, met abiotische eigenschappen en processen die aan de systeem-schaal toegerekend worden (in rood).**

**Figure 8.25. Illustration of the system or mesoscale, with abiotic characteristics and processes that are allocated to the system scale (in red).**

### 8.3.2 Waterbalans en fluxen

#### Rol en effect

Voor wat betreft de verschillende waterbalansen termen geldt in het geval van een hoogveen dat aanvoer van water nagenoeg uitsluitend plaatsvindt via neerslag: kwel of grondwatervoeding komt in de Nederlandse situatie weinig voor en is hoe dan ook beperkt tot de randzones, met uitzondering van lokale, interne kwel vanuit overstoven delen of zandruggen (zie bijv. het Barkmansveen, Von Asmuth *et al.* 2011). Bij de afvoer kan onderscheid gemaakt worden in afvoer via de ondergrond (wegzijging) en oppervlakkige afvoer via acrotelm, maaiveld en/of ondiepe greppels naar het oppervlaktewater in de omgeving. Hiermee kunnen we in het geval van een hoogveen massabalans (0.1) uitsplitsen in de volgende waterbalanstermen:

$$\Delta S = \text{neerslag} - \text{verdamping} - \text{oppervlakkige afvoer} - \text{wegzijging} \quad (0.2)$$

Vanuit het gezichtspunt van het hoogveensysteem en de daar heersende hydrologische condities is vooral van belang dat de interne berging of de hoeveelheid water in het hoogveensysteem voldoende groot en stabiel is. Het principe van de waterbalans raakt direct aan de waterpeilfluctuaties op standplaats- of microschaal, is schaalonafhankelijk en ook direct op standplaatsniveau en kleine tijdschaal toe te passen (Zie Figuur 8.26, Von Asmuth *et al.* 2012a). De stabiliteit van het veenwaterpeil die nodig is voor een optimale veengroei wordt in het algemeen bevorderd door:

- Een grote bergingscoëfficiënt
- Snelle, oppervlakkige afvoer bij een surplus van aanvoer van regenwater. Dit is in hoogveensystemen inderdaad het geval, en wordt overloopeffect (Van der Schaaf

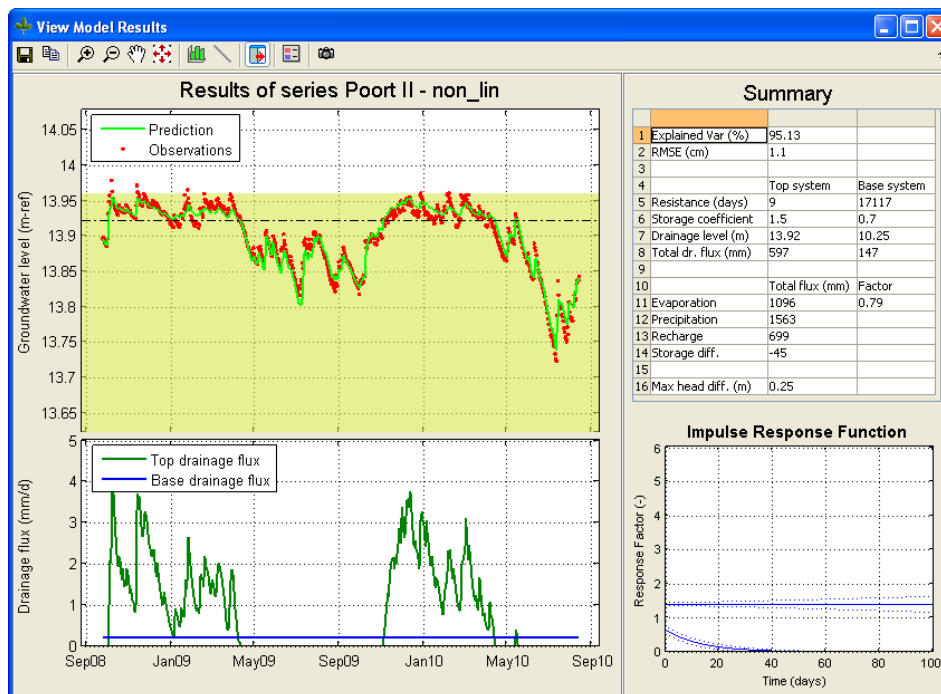
2005) of drempel-nietlineariteit genoemd (Tong 1990, Knotters & De Gooijer 1999, Von Asmuth *et al.* 2011).

- Een kleine afvoer indien er geen aanvoer van regenwater is. Dit is het geval indien de wegzijging en/of actuele verdamping beperkt zijn.

Met name dit laatste punt wordt in de praktijk gebruikt als criterium of referentiewaarde, en komt daar verder aan de orde. Naast de rol die de waterbalans heeft voor en binnen het hoogveensysteem, is ze ook daarbuiten van belang vanwege de waterberging en de verlaging en vertraging van piekafvoeren die plaats vindt, en daarmee de bijdrage die het gebied heeft in het voorkomen of verminderen van wateroverlast in de omgeving. Zoals mede te zien is in Figuur 8.26 is deze bijdrage in het algemeen beduidend groter in een droge of zomersituatie dan in een natte of wintersituatie.

#### Referenties en referentiewaarden

Een referentiewaarde die betrekking heeft op de waterbalans en in verschillende gevallen is aangehouden als voorwaarde bij hydrologische berekeningen is dat de wegzijging uit een hoogveen maximaal 40 mm mag zijn (zie bijv. van Duinen *et al.* 2008, Meuwese *et al.* 2012, Van Duinen *et al.* 2016). Deze waarde is afgeleid uit verschillende onderzoeken naar de waterbalans van hoogvenen (Eggelsmann 1960, Ivanov 1981, Streefkerk & Oosterlee 1984), sluit goed aan bij die van andere (Van der Schaaf 1999, Von Asmuth *et al.* 2011) en is afkomstig uit de ook onder paragraaf 8.2.2 genoemde publicatie van Streefkerk en Casparie (1989). Opvallend is dat in de laatst genoemde publicatie zelf echter niet zozeer de wegzijging als criterium is gekozen, maar juist de oppervlakkige afvoer (met als argumentatie dat deze een rol speelt in de stoffenbalans en zuurgraad van hoogvenen, zie de verdere beschouwing onder paragraaf 4.2.2). Zoals eerder genoemd is beperking van de wegzijging belangrijk voor het beperken van de stabiliteit van het veenwaterpeil, maar het is niet de enige bepalende factor (zie ook paragraaf 4.2). Nader onderzoek en onderbouwing van de hydrologische randvoorwaarden voor hoogveenontwikkeling verdient daarom aanbeveling.



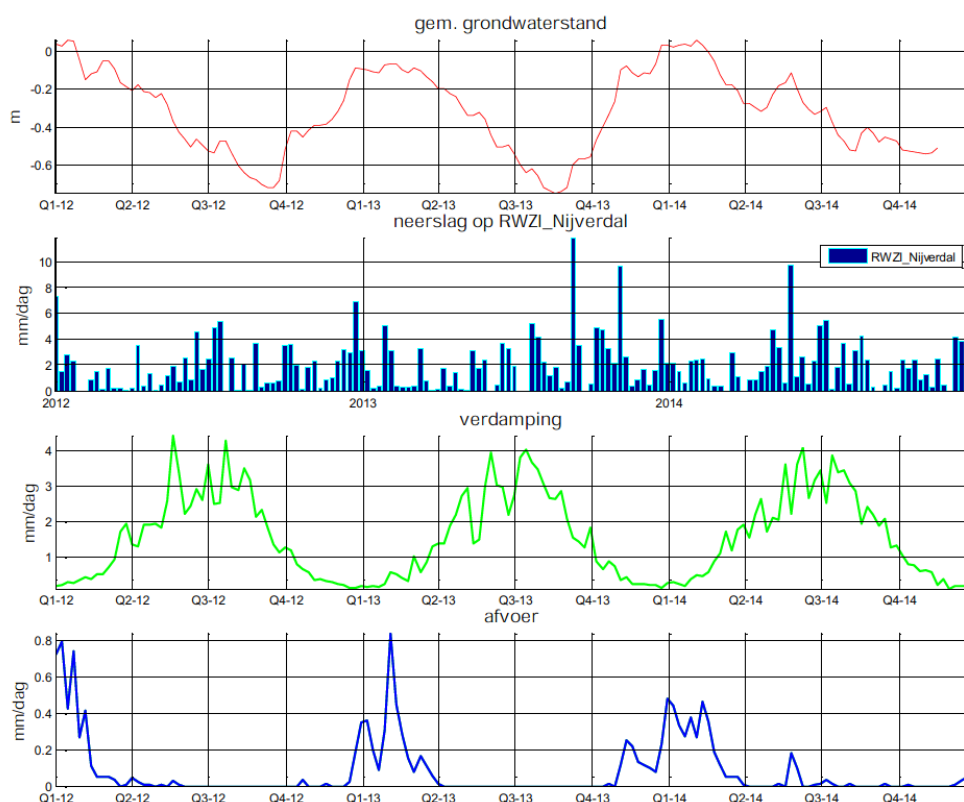
**Figuur 8.26. Toepassing van de waterbalans op standplaatsschaal (een peilbuis in veentje Poort II in het Dwingelderveld) levert een nauwkeurige modellering van de waterpeilfluctuaties op (Von Asmuth *et al.* 2012).**

**Figure 8.26. Application of the water balance equation at site scale (an observation well in boglet Poort II in the Dwingelderveld) results in accurate simulations of the water level dynamics (Von Asmuth *et al.* 2012).**

### Gegevens en metingen

Een probleem bij het opstellen van een goede waterbalans is dat verschillende termen daarvan niet direct meetbaar en doorgaans moeilijk kwantificeerbaar zijn. We gaan hieronder kortweg in op de verschillende balanstermen, maar verwijzen ook graag naar de literatuur die over dit onderwerp beschikbaar is (zie bijv. Sokolov & Chapman 1974, Xu & Singh 1998, Van Seters & Price 2001):

- **Neerslag** – De neerslag wordt op landelijke schaal door het KNMI gemonitord en kan goed bepaald en tot op gebiedsniveau neergeschaald worden, zoals ook in paragraaf 8.2.2 aan de orde kwam.
- **(Actuele) verdamping** – Er bestaan verschillende methoden om op basis van meteorologische meetgegevens als temperatuur en instraling de potentiële verdamping te berekenen, de methode van Makkink is degene die tegenwoordig in Nederland wordt toegepast door het KNMI (CHO-TNO 1988). De eigenlijke of actuele verdamping is moeilijker te meten, maar wel van groot belang voor de waterbalans. De waarden die in onderzoek en literatuur te vinden zijn voor de verhouding tussen actuele en potentiële verdamping lopen uiteen (zie bijv. Naudin-Ten Cate *et al.* 2002, Lafleur *et al.* 2005, Van der Schaaf 2005, Von Asmuth *et al.* 2012a). Dit wijst er op dat er een behoorlijke natuurlijke variatie en/of een behoorlijke onzekerheid in de gebruikte bepalingmethoden bestaat, nader onderzoek om hier beter grip op te krijgen is aan te bevelen. Zie bijv. Voortman *et al.* (2016a, 2016b) voor een nieuwe methode met potenties.
- **Oppervlakkige afvoer** – In een goed ontwikkeld hoogveen is de wegzijging beperkt en stroomt een groot deel van het neerslagoverschot diffuus en oppervlakkig af via de acrotelm (zie paragraaf 4.2.2). Vanwege het diffuse karakter is de oppervlakkige

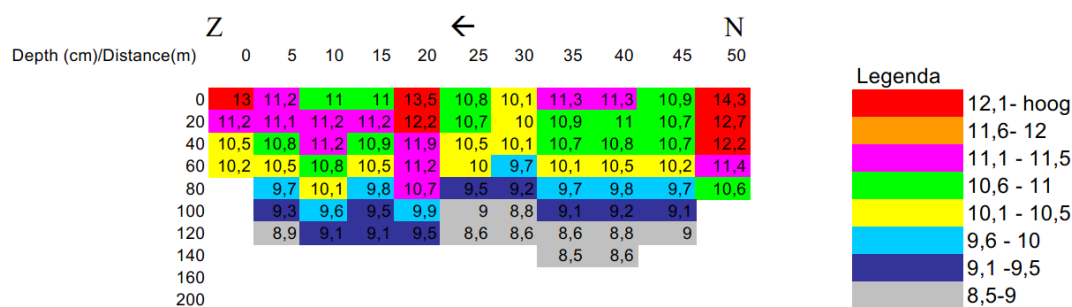


**Figuur 8.27. Waterbalanstermen, gebaseerd op geïnterpoleerde grondwaterstanden, metingen in een meetstuw, potentiële verdamping en neerslag (bron: Beekman 2015).**

**Figure 8.27. Water balance equation terms, based on interpolated ground water levels, measurements at a measuring floodgate, potential evaporation and precipitation (source: Beekman 2015).**

afvoer op systeemsschaal moeilijk te meten, tenzij deze vanwege bijvoorbeeld aangebrachte folieschermen verzameld en volledig over een meetstuw afgevoerd kan worden, zoals grotendeels het geval is in het Wierdense Veld (zie Figuur 8.27, Beekman 2015). Op standplaatsschaal kan de oppervlakkige afvoer bepaald worden met de overloopmethode (Van der Schaaf 2005) en/of een tijdreeksmodel met drempel-nietlineariteit (Von Asmuth *et al.* 2011). Beide methoden zijn nauw aan elkaar verwant, het tijdreeksmodel kan gezien worden als een generalisatie en dynamische variant van de overloopmethode. Nader onderzoek dat erop gericht is opschaling van de standplaats- naar de systeemsschaal mogelijk te maken verdient aanbeveling.

- **Wegzijing** – Ook de wegzijing op systeemsschaal is moeilijk te meten, en wordt in een waterbalans vaak bepaald als sluitpost of uitgerekend met behulp van een grondwatermodel. Daarmee komen de fouten in de overige termen echter ook in de wegzijingsterm terecht. Op standplaatsschaal is het wel mogelijk om de wegzijing af te leiden uit metingen van de (veen)waterspiegelfluctuaties en onderliggende stijghoogte (Von Asmuth *et al.* 2011, 2012b) en/of met specifieke meetapparatuur zoals infiltrometers (Haverkamp *et al.* 1994, Holden *et al.* 2001, Anonymous 2015). Ook hier verdient nader onderzoek naar opschaling en verbetering van deze methoden aanbeveling. Temperatuur en temperatuurprofielen vormen daarnaast een goede en praktisch toepasbare indicator voor (grond)waterstroming, en bieden ook potenties om de wegzijing beter in te kunnen schatten (Anderson 2005, Lanting 2008, Vogt *et al.* 2010).



**Figuur 8.28. Temperatuurprofiel over een transect van zuid naar noord in veentje Poort 2 in het Dwingelerveld (Bron: Lanting 2008).**

**Figure 8.28. Temperature profile over a south to north transect in boglet Poort II in the Dwingelerveld (Source: Lanting 2008).**

### 8.3.3 Oppervlak

#### Rol en effect

De hoogte van het oppervlak of maaiveld is in de situatie van een goed ontwikkeld hoogveen een bijzonder en relatief begrip: het oppervlakkige veen (de acrotelm) bestaat uit een mengsel van water en (levend) organisch materiaal, de exacte hoogteligging van het maaiveld is slechts bij benadering aan te geven omdat de term 'maaiveld' in dit geval zelf een slechte benadering van de werkelijke situatie is. Het veenoppervlak kan in verticale richting op- en neergaan vanwege (zie ook paragraaf 4.4):

- Fluctuaties in het veenwaterpeil (*Mooratmung* genoemd)
- Inklinking en/of afbraak van het veen
- Groei van het veen

Vanwege de organische samenstelling houdt monitoring van het veenoppervlak eigenlijk ook het midden tussen abiotische en biotische monitoring, we scharen het onderwerp hier onder abiotiek. Hydrologisch gezien is het veenoppervlak belangrijk, omdat het het niveau bepaalt waarbij oppervlakkige afvoer van water optreedt en omdat *Mooratmung* en inklinking de weerstand beïnvloeden. In zoverre het veen overal en geheel verzadigd is, bepaalt de

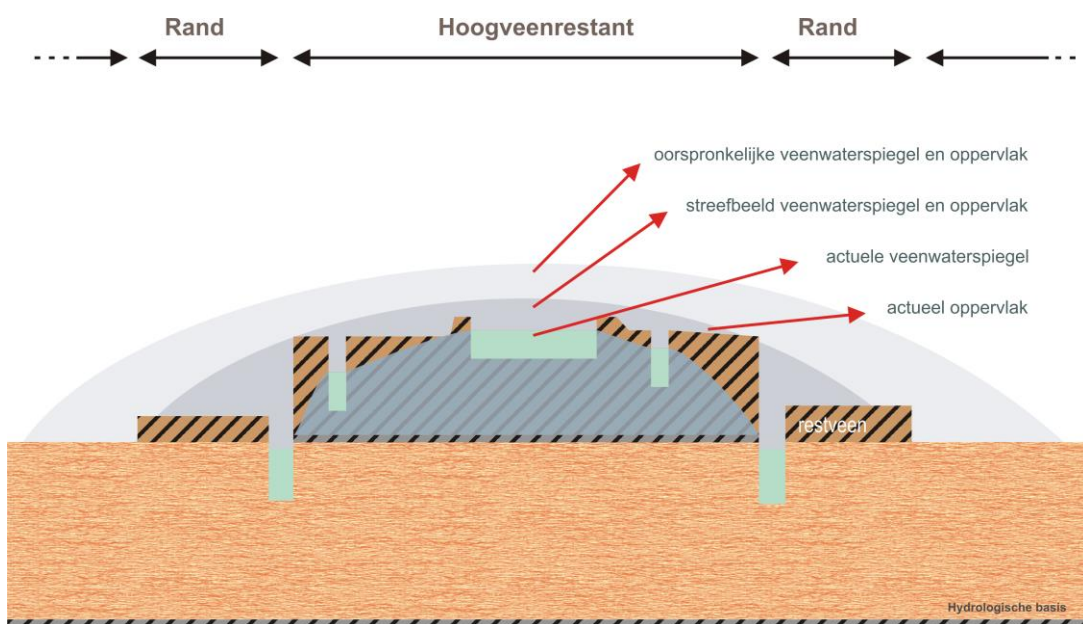


maaiveldshoogte ook het potentiaalverschil tussen veenoppervlak en veenbasis, dat van belang is voor de wegzijging (zie ook paragraaf 4.1). Ecologisch gezien is daarnaast de microtopografie en vorming van slenken en bulten van belang, vanwege het ontwikkelingsstadium dat daarmee samenhangt en de specifieke omstandigheden en soorten die er voorkomen (paragraaf 3.1.4).

#### Referenties en referentiewaarden

Er bestaan in het algemeen verschillende manieren om tot referentiebeelden en referentiewaarden te komen die betrekking hebben op het hoogveenoppervlak en de hoogte en/of het functioneren daarvan. Het gaat daarbij om:

- **Historische referenties** zoals afgeleid uit de historische situatie in en rond een bepaald hoogveengebied
- **Buitenlandse referenties** zoals afgeleid uit (relatief) onverstoorde hoogveensystemen in het buitenland
- **Functionele referenties** met betrekking tot het (hydrologisch) functioneren van oppervlak of acrotelm



**Figuur 8.29. Schematische weergave van de historische versus de actuele veenwaterspiegel en veenoppervlak, en het streefbeeld van beiden op de middellange termijn.**

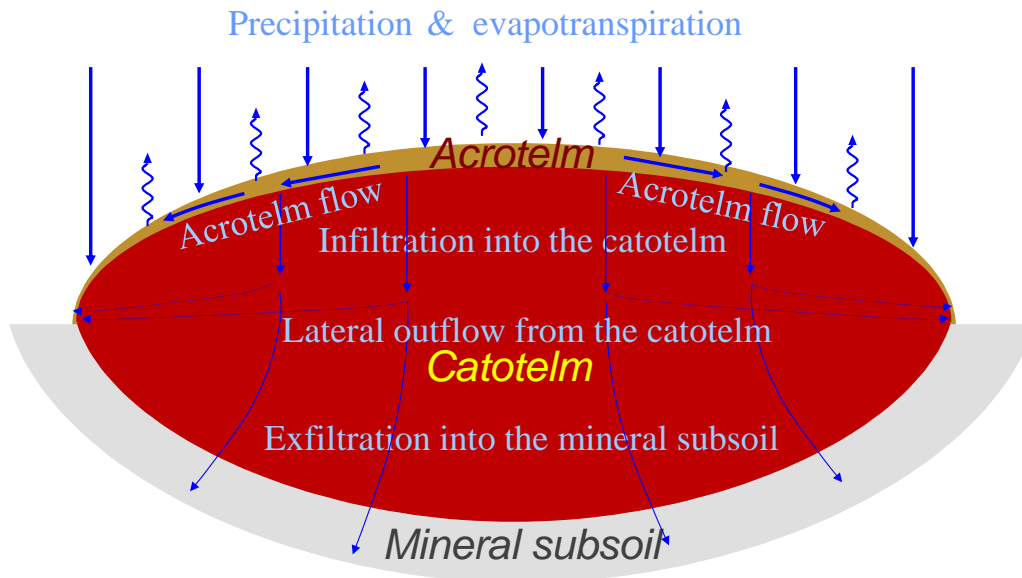
**Figure 8.29. Schematic representation of the historical versus the current bog water table and bog surface and the target scenario of both for the medium-term.**

In de Nederlandse context wijkt de historische situatie van hoogveensystemen dusdanig ver af van de actuele, dat de historische situatie zelf niet meer als directe referentie kan dienen. Dit is bijvoorbeeld het geval in het Bargerveen, dat een restant vormt van het oorspronkelijke en veel uitgebreidere Bourtangerveen dat zich uitstreckte over Oost-Drenthe, Oost-Groningen en Emsland in Duitsland (zie paragraaf 2.5 en bijv.

<https://nl.wikipedia.org/wiki/Bourtangermoeras>). De historische situatie blijft uiteraard van groot belang voor het kunnen begrijpen van de ontstaansgeschiedenis van een gebied en de processen die daarbij gespeeld hebben. Voor het beheer is het echter nodig om naast een beeld van de historische en actuele situatie, ook een streef- of referentiebeeld te ontwikkelen dan wel te hebben voor de middellange termijn om de beheersmaatregelen en gebiedsinrichting daarop af te kunnen stemmen (Figuur 8.29). Deze denk- en werkwijze sluit goed aan bij de GGOR-systematiek, zoals die wordt gehanteerd in het huidige waterbeheer. Een (niet onbelangrijk!) verschil is echter dat de GGOR-systematiek uitgaat van (grond)waterstanden vanaf maaiveld, terwijl het hier om het maaiveld of veenoppervlak zelf gaat.



Referenties uit het buitenland en functionele referenties gaan voor een deel samen (zie bijv. Figuur 8.30), omdat het onderzoek dat verricht wordt in buitenlandse hoogveengebieden zich mede en in belangrijke mate richt op het functioneren daarvan. We splitsen de begrippen hier, omdat functionele referenties op zich noodzakelijkerwijs losstaan van het gebied waar ze uit voort zijn gekomen: de functionele referentie bevat de algemene principes en wetmatigheden die uit de buitenlandse referenties afgeleid konden worden (zie bijv. Figuur 8.31). De Ierse hoogvenen vormen een belangrijke referentie voor de Nederlandse praktijk, de verzamelde kennis en het onderzoek dat daar heeft plaatsgevonden is uitgebreid gedocumenteerd in het standaardwerk *Conservation and Restoration of Raised Bogs* van Van der Schaaf en Streefkerk (2002). Andere belangrijke referentiegebieden zoals Estland, Canada en Siberië komen aan bod in hoofdstuk 3.



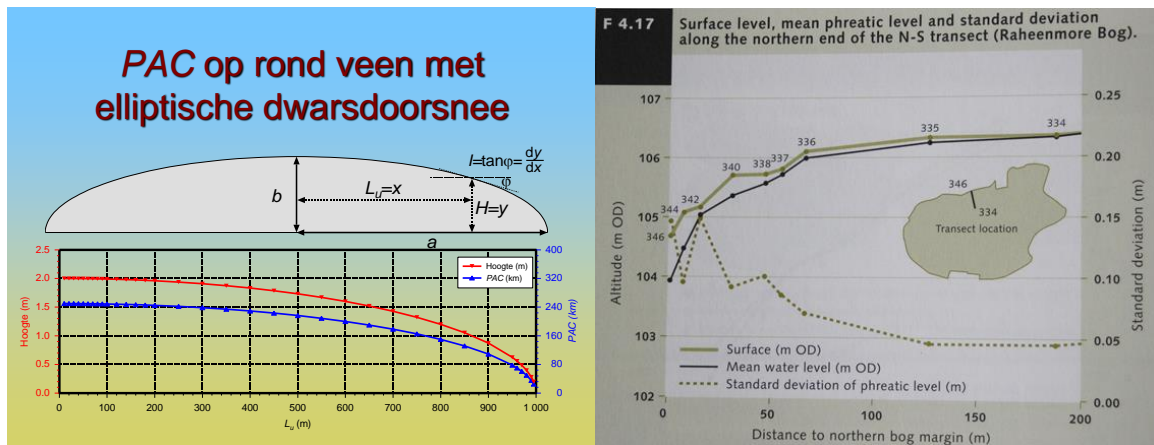
**Figuur 8.30. Schematisatie en referentiebeeld van de opbouw van een levende hoogveen kern met acrotelm en catotelm (ook diplotelmie genoemd, Van der Schaaf (2002), naar Ingram (1978)).**

Figure 8.30. Schematic representation and reference of a living bog system having an acrotelm and catotelm (also called diplotelic bog, Van der Schaaf (2002), after Ingram (1978)).

Als functionele referentie kunnen in principe alle kennis en wetmatigheden in het functioneren van goed ontwikkelde hoogvenen dienen, zoals die mede in deze handleiding beschreven en ontsloten worden. Degene die betrekking hebben op de acrotelm op een bepaalde locatie, zoals de bergingscoëfficiënt, behandelen we onder de standplaats- of microschaal (alhoewel het onderscheid niet strikt is). We lichten er hier twee (gestapelde) concepten uit die betrekking hebben op het hoogveenoppervlak en het hydrologisch functioneren daarvan:

- **Opbouw van een hoogveen kern volgens Ingram (1978)** - In dit concept wordt onderscheid gemaakt tussen het levende veenoppervlak of acrotelm, waarin water hoofdzakelijk oppervlakkig wordt afgevoerd, en de ondergrond met zwartveen of catotelm, waarin water hoofdzakelijk verticaal wegzijgt (Figuur 8.30). Dat natuurlijke hoogvenen een bodemstructuur met 'diplotelmische' opbouw kennen is een basisconcept dat op diverse plekken in deze handleiding en literatuur over hoogvenen in het algemeen terugkomt.

- **De potentiële acrotelmcapaciteit (PAC) volgens Van der Schaaf en Streefkerk (2002)** – In dit concept wordt er van uitgegaan dat de veenwaterspiegel aan maaiveld ligt, waardoor de terrehelling ongeveer overeenkomt met de hydraulische gradiënt. Omdat het neerslagoverschot in een natuurlijk hoogveensysteem grotendeels oppervlakkig via de acrotelm afstroomt, bepaalt de afstand van een locatie tot de waterscheiding bij een uniform stromingspatroon bovendien ongeveer de gemiddelde laterale aanvoer ter plekke. Beide komen samen in het concept van de potentiële acrotelmcapaciteit, dat kan dienen als vuistregel en indicator voor de vraag of hoogveenontwikkeling op een bepaalde locatie op lange termijn kansrijk is of niet (zie paragraaf 4.3). Wanneer de PAC te laag is, dan zal de veenwaterspiegel onder het veenoppervlak uitzakken en zal veengroei niet optreden.

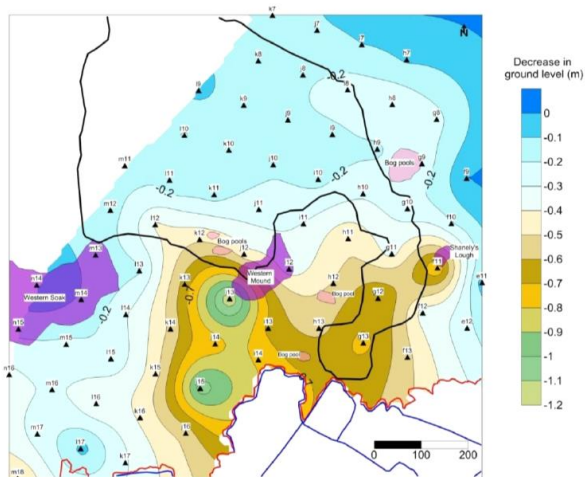


**Figuur 8.31. Links: illustratie van het concept van de potentiële acrotelmcapaciteit (PAC). Rechts: Metingen van de hoogte van de gemiddelde veenwaterspiegel en het veenoppervlak gepresenteerd over een transect in het Raheenmore Bog in Ierland (Van der Schaaf, 2002). De aanname dat de terrehoogte gelijk is aan de veenwaterspiegel voldoet hier niet aan de randen, in sterker aangetaste systemen zal de aanname in een groter deel van het gebied niet voldoen.**  
**Figure 8.31. Left: illustration showing the concept of potential acrotelm capacity (PAC). Right: Average water level and bog surface level measurements, plotted over a transect in Raheenmore Bog in Ireland (Van der Schaaf 2002). The assumption that the surface equals the water level does not hold near the boundaries. In disturbed systems, the assumption will probably not hold over large parts.**

Een probleem bij het gebruik van deze referenties (zowel buitenlandse, historische, als functionele) is dat ze niet of niet op de korte termijn toepasbaar zijn op de hoogvenen en hoogveenrestanten in Nederland, en de situatie waarin die verkeren. De historische situatie staat zoals gezegd ver af van de actuele, bij buitenlandse referenties komen bodem, klimaat, atmosfeer, historisch gebruik, aantasting en beheer niet één op één overeen met die in Nederland. Functionele referenties bieden wat dat betreft perspectief omdat het om algemene principes en wetmatigheden gaat. Toepassing van het concept van de potentiële acrotelmcapaciteit op maatregelen voor de korte termijn en op de Nederlandse situatie met zijn sterk aangetaste hoogveensystemen stuit echter op het bezwaar dat de achterliggende aannamen daar niet altijd en niet overal op gaan (Figuur 8.29, Figuur 8.31). Een hoogveensysteem zoals in Figuur 8.30 met een volledig intacte acrotelm, een natuurlijke helling en een veenwaterpeil dat min of meer overal permanent aan maaiveld staat, is het streefbeeld voor de langere termijn, dat ontstaat bij een goede groei en ontwikkeling. Bij de ruimtelijke en landschappelijke inrichting dient hiermee rekening gehouden te worden, zodat in die zin voldoende ruimte en gereserveerd dient te worden voor de natuurlijke ontwikkeling van het hoogveen.

Voor evaluatie en het plannen van maatregelen op de korte termijn dient de huidige geohydrologische situatie in meer detail onderzocht en in ogenschouw genomen te worden. Voor dergelijke doelstellingen zijn in het algemeen verschillende typen hydrologisch

modelgereedschap voorhanden. De modelschematisatie en -parameterisatie is in het geval van hoogveensystemen echter problematisch, en kent belangrijke kennislacunes (zie paragraaf 1.4).



**Figuur 8.32. Maaiveldddaling in Clara Bog West, bepaald via interpolatie van lokale hoogtemetingen (bron: Streefkerk *et al.* 2012).**

**Figure 8.32. Surface level decline in Clara Bog West, obtained through interpolation of local height measurements (source: Streefkerk *et al.* 2012).**

#### Gegevens en metingen

Van alle factoren en parameters die hier als mogelijke indicator behandeld worden springt monitoring van het hoogveenoppervlak er in positieve zin uit omdat:

- het zowel negatieve (inklinking) als positieve (veengroei) ontwikkelingen vastlegt;
- veengroei goede abiotische omstandigheden nodig heeft en indiceert
- veengroei een directe doelvariabele is.

De inklinking van de ondergrond of groei van het veen kan op standplaatsschaal bepaald en in detail gemonitord worden (zie paragraaf 4.4.2) en/of afgeleid worden uit hoogtemetingen die al dan niet via ruimtelijke interpolatie tot vlakdekkend beeld worden omgevormd (Figuur 8.32). De aanwezigheid van een levende acrotelm kan daarnaast als indicator dienen voor het feit dát er veengroei plaatsvindt. Daarmee raakt de praktijk van het karteren van actief en herstellend hoogveen (Jansen *et al.* 2013c) direct aan de vraag van het monitoren van de veengroei, in diezelfde zin raakt ook het in kaart brengen van de microtopografie zoals door het IPCC gebeurt daar aan (zie bijv. Conaghan *et al.* 2000).

Het hydrologisch functioneren van de acrotelm is zoals gezegd van groot belang voor het hydrologisch functioneren van het hoogveensysteem als geheel. Er is nader onderzoek nodig om ook de aanwezigheid van een goed ontwikkelde acrotelm en het herstel van het hydrologisch functioneren daarvan objectief en reproduceerbaar vast te kunnen stellen en monitoren vanuit een meetnet en metingen.

Een relatief nieuwe en interessante mogelijkheid is het vlakdekkend karteren van het hoogveenoppervlak met behulp van een RPAS (ook wel *drone* genoemd, zie Figuur 8.33). Een RPAS kan uitgerust worden met een sensor voor het uitvoeren van hoogtemetingen (zie bijv. Barry & Coakley 2013, Casella *et al.* 2016). Dit kan met behulp van een LIDAR of een fotocamera. Een LIDAR maakt gebruik van reflectie van laserpulsen om de afstand tot een object of oppervlak te bepalen. Indien het vegetatiedek niet geheel gesloten is en voldoende pulsen de bodem bereiken, is het mogelijk om na filtering van de data onderscheid te maken tussen vegetatie en grondhoogte. Open water werkt echter verstrend in het LIDAR-signaal. Een fotocamera kan een eenvoudiger maar bruikbaar alternatief vormen. Indien beelden met



**Figuur 8.33. De Height Tech HT-8 RPAS ('drone'), zoals aangeschaft door KWR. Door deze uit te rusten met een geavanceerde fotocamera en met inzet van RTK-GPS kunnen hoogtedata zeer precies worden ingewonnen.**

**Figure 8.33. The Height Tech HT-8 RPAS ('drone'), purchased by KWR. By equipping it with an advanced photo camera and use of RTK-GPS, elevation data may be acquired with great accuracy**

voldoende geografische overlap worden ingewonnen, kan door de verschillen in beeldhoek een 3D-beeld gegenereerd worden. De mate van detail van dit beeld hangt o.a. af van de kwaliteit van de fotocamera, de brandpuntsafstand, de pixelgrootte op grondniveau en de mate van geografische overlap. Om voldoende nauwkeurigheid in X-, Y- en Z-richting te hebben voor monitoring is het belangrijk om gekalibreerde grondmetingen via bijvoorbeeld RTK-GPS te doen. Verder zijn strak begrensde hoogtes over het algemeen beter in een 3D beeld terug te zien dan heterogene vormen, doordat het beeld vanuit verschillende hoekpunten beter herkend wordt. Afhankelijk van de onderzoeksvraag kan bij toepassing van de techniek op hoogveenoppervlak de hoogtemeting op een iets grovere schaal dan individuele planten volstaan; nader onderzoek zal moeten uitwijzen wat de juiste aanpak en welke mate van detail (bijv. herkenning bult-slenkpatronen) hierbij haalbaar is.

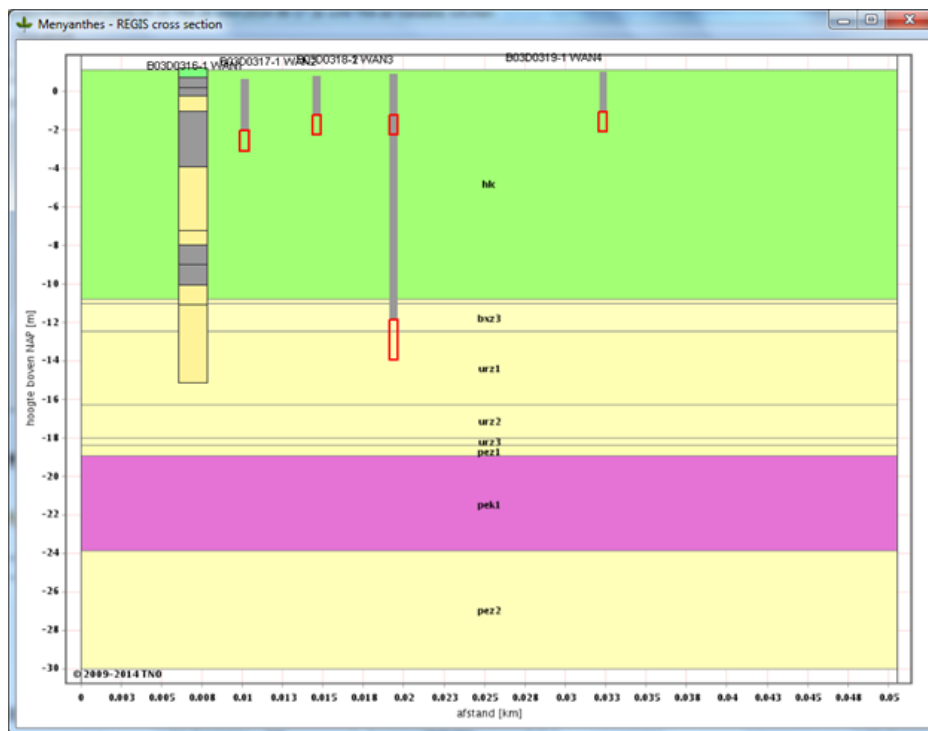
### **8.3.4 Ondergrond**

#### Rol en effect

We beperken het onderwerp ondergrond hier in principe conform het gehanteerde raamwerk tot de bodem binnen het hoogveensysteem zelf. Ondergrond betreft dus de ondergrond vanaf het oppervlak (zoals dat in de voorafgaande paragraaf aan de orde kwam), via het zwartveen of de catotelm tot aan de veenbasis. Vanwege het overheersen van verticale wegzijging is de ondergrond in hydrologische zin vooral van belang vanwege de aanwezigheid van weerstandbiedende lagen. Zolang het hele systeem verzadigd is, bepaalt de weerstand daarvan samen met het stijghoogteverschil of de wegzijging en daarmee de waterspiegelfluctuaties niet te groot en beperkend zijn voor hoogveengroei (zie paragraaf 4.2.2). Als de onderliggende stijghoogte onder de onderrand van de veenbasis ligt, kan er eventueel een schijnspiegelsysteem ontstaan, waardoor ook de onverzadigde weerstand van het watervoerende pakket een rol gaat spelen (Sevink *et al.* 2014; Dorland *et al.* 2015).

#### Referenties en referentiewaarden

De referenties en referentiewaarden voor hydraulische eigenschappen op laag- of systeemschaal verschillen niet van die op standplaatsschaal, en komen daar verder aan de orde.



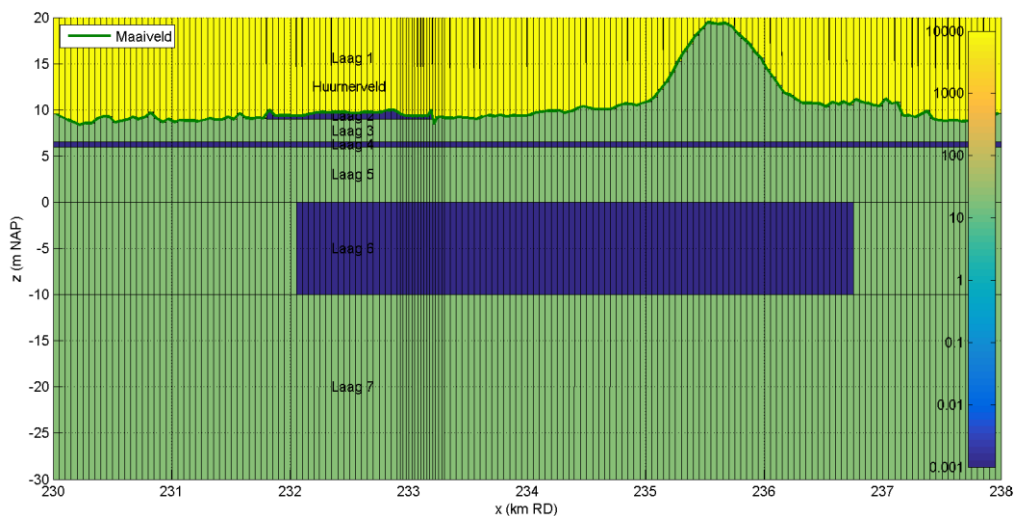
**Figuur 8.34. Geohydrologische dwarsdoorsnede uit REGIS (Landelijk model REGIS II.1 uit 2008) met nabijgelegen bodemprofiel en meetraai van peilbuisfilters. De lokale heterogeniteit in zandlagen (geel) en kleilagen (grijs) komt niet terug in de lageninformatie.**  
**Figure 8.34. Geohydrologic profile from REGIS (model REGIS II.1, 2008), showing adjacent bore hole descriptions and a transect of observation wells. The local heterogeneity in sand (yellow) and clay layers (gray) is not reflected in the REGIS profile.**

#### Gegevens en metingen

Het is niet mogelijk om bodemlagen en de eigenschappen daarvan direct en vlakdekkend in kaart te brengen. Kartering van de ondergrond begint in principe vanuit (o.a.) boorbeschrijvingen, sonderingen en laboratoriummetingen van de doorlatendheid op microschaal, die vervolgens opgeschaald worden tot laaginformatie op systeemsgaai met behulp van geostatistiek en interpolatie. De resulterende laaginformatie is vervolgens beschikbaar in de vorm van digitale ondergrondmodellen, en wel in de volgende varianten:

- **Het Digitaal Geologisch Model (diep en ondiep)** – een regionaal lagenmodel van de Nederlandse ondergrond dat gebaseerd is op een selectie van goede boorbeschrijvingen.
- **Het hydrogeologisch model REGIS II** – dit model is gebaseerd op het DGM, dat geïnterpreteerd en vertaald is in hydrogeologische eenheden (doorlatende en slecht doorlatende lagen met min of meer uniforme hydraulische eigenschappen, waaraan ook doorlatendheidsgegevens zijn toegekend).
- **Het GeoTOP model** – dit model bevat een detaillering van de bovenste 30 tot 50 meter van de ondergrond en is gebaseerd op een grotere dichtheid aan gegevens. Het model bevat cellen (voxels genoemd) met als eigenschappen de lithostratigrafische eenheid en grondsoort, die kenmerkend zijn voor diverse fysische en chemische parameters.
- **Bodem- en grondwatertrappenkaarten** – waarin de bovengrond of bodem van Nederland in kaart is gebracht

De eerste drie modellen zijn vervaardigd door de Geologische Dienst van Nederland (GDN – TNO) en beschikbaar via [www.dinoloket.nl](http://www.dinoloket.nl), de bodem- en grondwatertrappenkaart is beschikbaar in het Bodemkundig Informatie Systeem van Alterra op [www.bodemdata.nl](http://www.bodemdata.nl). Een probleem bij het toepassen van deze ondergrondmodellen op hoogveensystemen en voor hydrologische doeleinden is dat REGIS II een regionaal model is dat niet geschikt is voor gebruik op lokale schaal. In de laaginformatie van REGIS is veel van de lokale heterogeniteit noodzakelijkerwijs verwaarloosd (zie bijv. Figuur 8.34), de lokale doorlatendheid verschilt vaak een aantal factoren met de informatie in REGIS (zie bijv., Thijssen 2010, Von Asmuth & Leunk 2012). Aangevuld met lokale informatie uit booronderzoeken en andere meetgegevens is REGIS II geschikt als uitgangspunt voor het samenstellen van lokale grondwatermodellen (zie . De doorlatendheden en weerstanden worden in dat geval doorgaans bepaald via (inverse) modellering of kalibratie, waarmee ze echter een deel van hun fysische betekenis kunnen verliezen. De informatie in laagmodellen is ongeschikt voor monitoring, we verwijzen daarvoor graag naar de paragraaf over bodem onder standplaatsschaal (alhoewel de hydraulische eigenschappen die lokaal bepaald worden vaak niet een strikte eigenschap van de standplaats alleen zijn).



**Figuur 8.35. Lagenopbouw van een lokaal grondwatermodel in een doorsnede van west naar oost over het Huurnerveld en omgeving. De kleur geeft de doorlatendheid van de rekencellen weer. Bron: Beekman & Caljé (2016).**

**Figure 8.35. Layers in a local groundwater model over a west-to-east transect in the Huurnerveld and its surroundings. De kleur geeft de doorlatendheid van de rekencellen weer. Bron: Beekman & Caljé (2016).**

### 8.3.5 Inrichting en beheer

#### Rol en effect

Alhoewel de uitwerking erg beknopt is reserveren we hier toch een aparte paragraaf voor het onderwerp 'inrichting en intern beheer van hoogveensystemen' in relatie tot monitoring, omdat:

- vastlegging en monitoring van inrichting en beheer een onderwerp is dat sterk onderbelicht is in vergelijking tot abiotische en flora en faunamonitoring;
- menselijke inrichtings- en beheersmaatregelen doorgaans een groot en grootschalig effect hebben (systeem- of mesoschaal);
- de effecten van inrichting en beheer interfereren met de effecten van bijvoorbeeld externe invloeden, wat de modellering en analyse daarvan negatief beïnvloedt.

#### Referenties en referentiewaarden

Voor referenties ten aanzien van inrichting en beheer zelf verwijzen we hier graag naar de paragrafen en richtlijnen daarover in de rest van deze handleiding.





daarbij ook niet uitputtend te zijn. Basiskennis daaromtrent is vrijelijk beschikbaar in de vorm van handboeken en literatuur, maar ook uitgekristalliseerd in de vorm van software, modellen en rekenkundige tools (zie ook het hoofdstuk over opschaling en analyse).

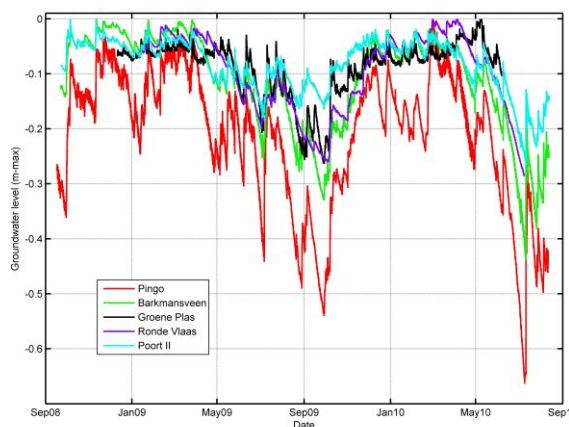
#### 8.4.2 Waterstanden en stijghoogtes

##### Rol en effect

Vanwege de sterke isolatie en de afhankelijkheid van regenwater zijn de waterstand en waterstandsfluctuaties in een hoogveensysteem ook sterk bepalend voor de condities en potenties voor hoogveenontwikkeling. Een primair doel van het meten van waterstandsfluctuaties op een bepaalde locatie is daarmee het monitoren van de vraag in hoeverre deze ter plekke van de meetlocatie geschikt zijn voor hoogveenontwikkeling (Figuur 8.37). Vanwege het grote belang van de waterstand voor hoogveenontwikkeling, zijn secundaire en afgeleide vragen die zich richten op het:

- **verklaren**
- **sturen**

van de waterstand verre van onbelangrijk. Voor zowel het verklaren, sturen als het opschalen van waterstands- en stijghoogtegegevens is het een belangrijk gegeven dat lokale waterstandfluctuaties geen eigenschap van de standplaats of microschaal alleen zijn, maar van de combinatie van omgevingsinvloeden, hydraulische eigenschappen van het systeem en de plaats of geohydrologische positie van een locatie daarbinnen. Zie over deze onderwerpen verder het hoofdstuk over opschaling en analyse.



**Figuur 8.37. Veenwaterstanden in vijf onderzochte, kleine veentjes, ten opzichte van hun maximum. In het veentje dat is aangeduid met pingo zijn de fluctuaties te groot en de stand te laag voor een goede veenmosontwikkeling. Bron: Von Asmuth *et al.* (2010).**

**Figure 8.37. Water levels in five small bogs, relative to their maximum. In the bog that is labeled pingo the fluctuations are too large and the levels too low for proper peat moss development. Source: Von Asmuth *et al.* (2010).**

##### Referenties en referentiewaarden

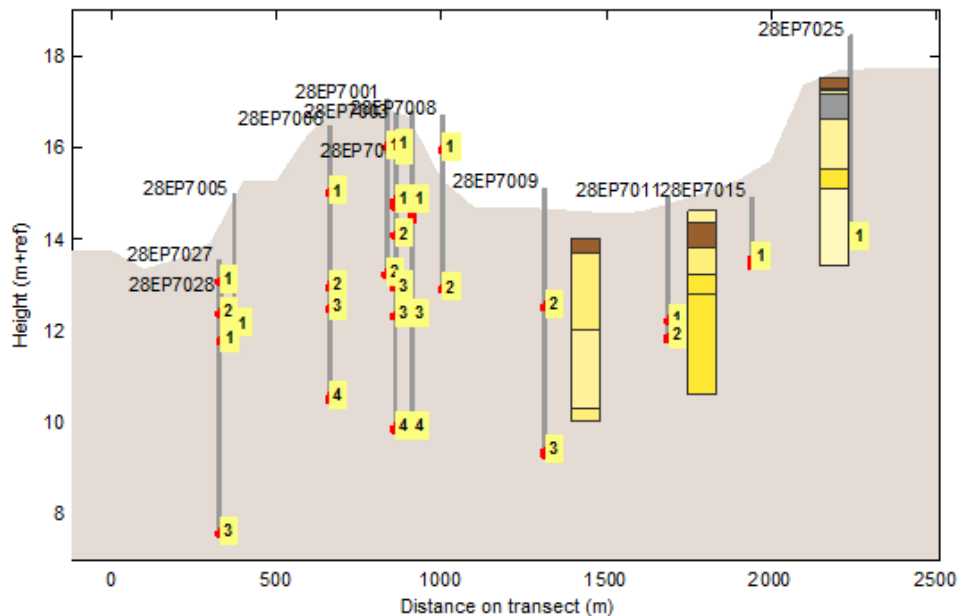
We verwijzen hier verder naar o.a. paragraaf 4.2 waar het onderwerp waterstandfluctuaties inhoudelijk en qua beschikbare referenties uitgebreider aan bod komt.

##### Gegevens en metingen

De stijghoogte, grondwaterstand en grondwaterkwaliteit wordt in Nederland door allerlei verschillende partijen gemeten en gemonitord. Zo zijn er de verschillende provinciale meetnetten, die onder meer een landelijke monitoringstaak hebben vanuit de verplichtingen van de Kaderrichtlijn Water (European Communities 2003, 2007), maar ook waterschappen, waterleidingbedrijven, gemeentes en natuurbeherende organisaties hebben en beheren in de regel hun eigen meetnetten, en dat vanuit verschillende interesses en verplichtingen. Over de afgelopen jaren is er in toenemende mate aandacht voor de kwaliteit en uniformiteit, en

daarmee voor de uitwisselbaarheid van deze gegevens (Versteeg & De Graaff 2009, Leunk 2011; Von Asmuth 2011, Bouma *et al.* 2012, Von Asmuth 2015).

Voor grondwatergegevens geldt dat, ondanks dat deze door verschillende partijen ingewonnen worden, door TNO verzameld en via de DINO database centraal ontsloten worden (zie [www.dinoloket.nl](http://www.dinoloket.nl)). Voor oppervlaktewatergegevens en onttrekkingen, die belangrijk zijn voor het verklaren en sturen van de veenwaterstanden, is dat helaas niet het geval. Gegevens daarover dienen bij de individuele bronhouders opgevraagd te worden. Onttrekkingsgegevens zijn eventueel ook bij de provincies beschikbaar, maar dan met een lagere frequentie.



**Figuur 8.38. Transect met peilbuizen en boorbeschrijvingen in de Engbertsdijkswateren (bron: Jansen *et al.* (2013b)). De stijghoogte wordt op een behoorlijk aantal locaties gemonitord, het ontbreken van lokale bodemprofielbeschrijvingen beperkt echter de bruikbaarheid daarvan.**

**Figure 8.38. Transect with observation wells and borehole descriptions in the Engbertsdijkswateren (source: Jansen *et al.* (2013b)). The groundwater head is monitored at a number of locations, the absence of local borehole descriptions, however, limits their usefulness.**

#### 8.4.3 Waterkwaliteit

In hoogveengebieden wordt over het algemeen weinig aandacht gegeven aan de monitoring van de waterkwaliteit. De nadruk ligt meer op de waterkwantiteit aangezien veenvormende vegetaties afhankelijk zijn van hoge stabiele waterstanden. Dit water betreft dan ook nog voornamelijk regenwater. Binnen de "Werkwijze Monitoring Beoordeling Natuurnetwerk – Natura 2000/PAS" is er weinig aandacht voor waterkwaliteit. Aan de hand van de vegetatiekartering wordt op basis van bekende abiotische indicatiewaarden van de aanwezige soorten met ITERATIO (Holtland *et al.* 2010) een oordeel gevormd over enkele standplaatsfactoren (vocht, zuurgraad en voedselrijkdom). Ter verificatie moeten de resultaten wel vergeleken worden met enkele fysieke metingen. Zolang een hoogveen zich goed ontwikkelt is een toename van bijvoorbeeld bultvormende veenmossen een goede indicatie dat de abiotische randvoorwaarden goed op orde zijn. In situaties waar hoogveenontwikkeling niet op gang komt of achteruitgaat, zal het zonder monitoring van abiotische condities lastig zijn om knelpunten te achterhalen. Monitoring van abiotische parameters kan hier dan inzicht in geven, maar bij het ontbreken van meetgegevens uit het verleden is het niet mogelijk om veranderingen vast te stellen. Daarom is het ook aan te bevelen tenminste bij de start van een herstelproject (bij voorkeur in het kader van een vooronderzoek naar herstelkansen en –knelpunten) voldoende basisgegevens te verzamelen als nul-meting.

Voor hoogveenherstel op macroschaal is informatie over grondwaterkwaliteit belangrijk om te kunnen bepalen of bijvoorbeeld meer gebufferde vegetatietypen tot ontwikkeling kunnen komen. In de randzone van bijvoorbeeld het Aamsveen en Witterveld zijn nog meer gebufferde vegetatietypen aanwezig, deze zijn vaak kwetsbaar en het is belangrijk om eventuele veranderingen in grondwater invloed en/of kwaliteit tijdig te signaleren. Door het monitoren van de (grond)waterkwaliteit zal eerder gesignaleerd worden dat er problemen zijn. Pas in een later stadium zal dit ook zichtbaar worden door veranderingen in de vegetatiesamenstelling.

In het zure hoogveen kan de waterkwaliteit in poelen en plassen gevolgd worden. In het veen zelf kan de veenwaterkwaliteit het beste worden gemonitord met ceramische cups. Met deze ceramische cups wordt anaeroob bemonsterd, zodat er zo weinig mogelijk oxidatie bij de bemonstering zal optreden. Voordeel van deze bemonsteringstechniek is ook dat gasen (kooldioxide, methaan, waterstofsulfide) bemonsterd kunnen worden. Methaangas is bijvoorbeeld het gas dat zorgt voor het drijfvermogen van drijftillen.



**Figuur 8.39. Monitoring van de veenwaterkwaliteit op verschillende diepten met ceramische cups in het Haaksbergerveen (links). Rechts een foto van de ceramische cup. Foto's: Hilde Tomassen.**

**Figure 8.39. Measuring peat pore water quality at different depth with ceramic cups in raised bog remnant Haaksbergerveen (left). Right: detail of a ceramic cup. Pictures: Hilde Tomassen.**

Hieronder staan enkele waterkwaliteitsvariabelen gegeven die inzicht kunnen geven in de abiotische omstandigheden, bijvoorbeeld om het effect van vernattingsmaatregelen op de waterkwaliteit te kunnen bepalen. Hierbij staat beknopt aangegeven waardoor de betreffende variabele kan worden beïnvloed en/of waarom deze relevant is.

- **pH**  
Bij een afname van verdroging is de verwachting dat de pH stijgt door een afname van zuurproducerende oxidatieprocessen en/of toename van de aanvoer van gebufferd grondwater.
- **Alkaliniteit** (buffercapaciteit)  
Is er aanvoer van gebufferd grondwater of productie van bicarbonaat door reductieprocessen? Buffering van het veen kan resulteren in een toename van de methaan- en kooldioxideproductie.
- **Anorganisch koolstof** (kooldioxide en bicarbonaat)

Kooldioxide is een belangrijk nutriënt voor veenmossen en moet voldoende hoog zijn. Bicarbonaat kan via het grondwater aangevoerd worden of worden geproduceerd bij reductieprocessen in het veen.

- **Humuszuren** (indicatief via extinctie bij 450 nm)  
In poelen en plassen is het voor de ontwikkeling van Waterveenmos essentieel dat er voldoende licht aanwezig is. In water met veel humuszuren is op geringe diepte al geen licht meer aanwezig en kan de veenmosontwikkeling stagneren.
- **Methaangas** (alleen in bodem/veenwater)  
Methaangas is nodig voor de vorming van drijftillen en kan als koolstofbron door veenmossen gebruikt worden. Methaanproductie vindt plaats wanneer het veen niet te zuur is en nog voldoende afbreekbaar organisch materiaal bevat.
- **Nutriënten:** nitraat, ammonium, fosfaat en kalium  
Stikstof, fosfaat en kalium zijn belangrijke nutriënten voor planten. Bij hoge stikstofconcentraties kan vergrassing (Pijpenstrootje) optreden en bij hoge fosfaatconcentraties dominantie van Pitrus. Nitraat kan tevens zorgen voor een ongewenste versnelde afbraak van het veen en daarmee mobilisatie van nutriënten (interne eutrofiering). De ammoniumconcentraties zijn ook een indicatie voor de mate van overschrijding van de kritische depositiewaarde voor stikstof.
- **Calcium**  
Calcium kan via het grondwater aangevoerd worden en zorgen voor buffering van het veen en daarmee tot een stimulatie van de methaan- en kooldioxideproductie.
- **Sulfaat** (zwavel)  
Sulfaat remt de productie van methaangas en kan zorgen voor een ongewenste versnelde afbraak van het veen en daarmee mobilisatie van nutriënten (interne eutrofiering).

#### **8.4.4 Bodem**

##### Rol en effect

Het onderwerp bodem op microschaal overlapt met de onderwerpen ondergrond en lagenmodellen op mesoschaal: een lagenmodel is het resultaat van opschaling en interpolatie van de beschikbare lokale bodemgegevens. Ook op standplaatsniveau is de hydraulische weerstand van groot belang voor het hydrologisch functioneren, al kent de lokale drainageweerstand een andere definitie dan die van bodemlagen in een model. Bij de microschaal hoort echter dat we ook in meer detail kijken naar het functioneren daarvan, met als onderwerpen:

- *Mooratmung*
- Bergingscoëfficiënt en weerstand
- Inklinking en afbraak van veen
- Bodemopbouw (acrotelm, catotelm, veenbasis)

We verwijzen hier verder naar o.a. hoofdstuk 4, waar bovengenoemde onderwerpen inhoudelijk en qua beschikbare referenties uitgebreider aan bod in komen.

##### Referenties en referentiewaarden

We verwijzen hier verder naar o.a. hoofdstuk 4, waar bovengenoemde onderwerpen inhoudelijk en qua beschikbare referenties uitgebreider aan bod in komen.





**Figuur 8.40. Meetopstelling van de zogenaamde verdampingsmethode voor het bepalen van een deel van de retentie- en onverzadigde waterdoorlatendheidskarakteristiek (bron: Bakker *et al.* 2015).**

**Figure 8.40. Measuring equipment for the so-called evaporation method for partly determining the retention curves and unsaturated permeability characteristics (source: Bakker *et al.* 2015).**

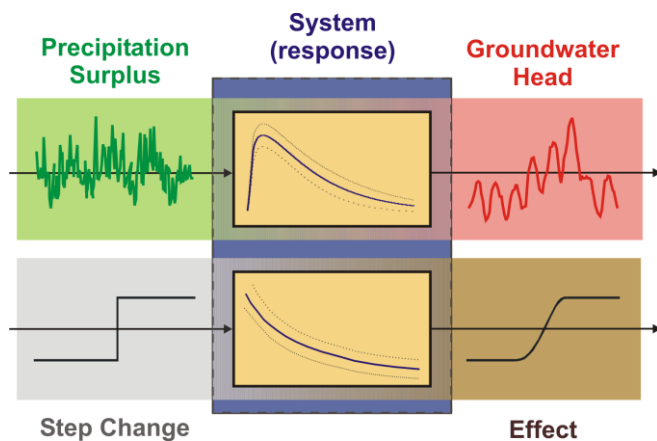
#### Gegevens en metingen

De hydraulische eigenschappen van (veen)bodems kunnen in het algemeen op verschillende manieren bepaald worden:

- **In een laboratorium** - door het steken van bodemonsters op verschillende dieptes, en bepaling van de bodemfysische eigenschappen daarvan (zie bijv. Figuur 8.40, Bakker *et al.* 2015)
- **In het veld** - door het inbrengen van een meetopstelling, het kunstmatig opleggen van een bepaalde randvoorwaarde of invloed op de meetopstelling en het meten van de reactie daarop. Voorbeelden die toegepast kunnen worden in hoogveensystemen zijn de kolommethode en piëzometermethode zoals beschreven in Bijlagen Hydrologie van dit rapport.
- **In het veld** - door het kunstmatig opleggen van een bepaalde randvoorwaarde of invloed op het systeem zelf en het meten van de reactie daarop. Het geëigende voorbeeld is de uitvoering van een zogenaamde pompproef. Deze methode wordt niet toegepast op hoogvenen maar noemen we hier voor de volledigheid.
- **In het veld** – door het analyseren van de natuurlijke reactie van het systeem op factoren die er van nature een variërende invloed op uitoefenen (d.w.z. de invloed is niet doelbewust opgelegd) via tijdreeksmodellen. Deze methode is relatief nieuw, en wordt o.a. beschreven en toegepast in (Boukes 2007, Obergfell *et al.* 2016), en voor hoogvenen of natte natuurgebieden in het algemeen in (Von Asmuth *et al.* 2011, Von Asmuth *et al.* 2012b)

Elk van bovengenoemde manieren heeft zo zijn eigen voor- en nadelen. Omdat de tijdreeksmodelmethode niet destructief is, de peilbuis permanent in het veld aanwezig kan blijven en de benodigde gegevens relatief eenvoudig te verzamelen zijn, lijkt deze de beste perspectieven te bieden voor monitoring. Onderzoek hieraan kan bovendien samengaan met nader onderzoek naar waterbalansen en opschaling van hydrologische gegevens in hoogvenen.





**Figuur 8.41. Schematische weergave van het gedrag van een (grondwater)systeem. Externe invloeden zoals het neerslagoverschot en ingrepen worden via de systeemeigenschappen vertaald in effecten op systeemvariabelen zoals de grondwaterstand (bron: Von Asmuth et al. 2012).**

Figure 8.41. Schematic representation of the behavior of a (groundwater) system. External influences like precipitation surplus and water management measures are transformed into effects on system variables like the groundwater level dependent on the system properties (source: Von Asmuth et al. 2012).

## 8.5 Neerschaling en opschaling

### 8.5.1 Neerschaling

In het voorafgaande zijn de macro-, meso- en microschaal aan de orde gekomen, met de abiotische factoren, referentiewaarden en meetgegevens daarvan. Zoals aangegeven in het hier gebruikte en ontwikkelde raamwerk voor monitoring (paragraaf 8.1, Figuur 8.6) staan de verschillende schaalniveaus niet los van elkaar: de lagere schaalniveaus zijn ingebed in de hogere, andersom werken factoren en invloeden vanuit de hogere schaalniveaus door op de lagere. Op deze wijze geformuleerd is dit een tamelijk abstract inzicht: het principe wordt echter in praktijk door de doorwerking en effecten van de hogere op de lagere schalen te concretiseren en kwantificeren door middel van hydrologische en/of andere abiotische modellen. De doorwerking van externe invloeden op macroschaal kan dan via de systeemeigenschappen op mesoschaal vertaald worden in effecten op microschaal (neerschaling, Figuur 8.41). Dit principe wordt direct toegepast en aanschouwelijk gemaakt in een tijdreeksmodel, maar is net zozeer van toepassing op ruimtelijke modellen. Bijkomende voordelen hiervan zijn:

- **Sturingsmogelijkheden** - door de doorwerking en relaties tussen de verschillende schaalniveaus op deze manier te concretiseren, worden direct ook de sturingsmogelijkheden en mogelijke maatregelen concreet gemaakt.
- **Referenties op macroschaal** - Over de referenties en referentiewaarden op macroschaal bestaat de nodige discussie, mede omdat er op dat niveau allerlei nuanceringen mogelijk zijn. Door de relatie tussen macro- en microschaal te concretiseren kunnen de referentiewaarden op microschaal ook toegepast worden op macroschaal.

Ruimtelijke modellen hebben als voordeel dat de lagere orde effecten daarmee direct ruimtelijk in beeld gebracht en opgeschaald kunnen worden zijn, maar hebben als nadeel dat daarmee de microschaalomstandigheden (nog) niet goed te benaderen zijn.

Tijdreeksmodellen modelleren de meetreeksen en omstandigheden op de meetlocatie of microschaal, maar daarbij is opschaling nodig voor een gebiedsdekkend beeld en conclusies.

### 8.5.2 Opschaling

Naast het neerschalen dat nodig is om bijv. maatregelen op macroschaal te vertalen in effecten op microschaal, is doorgaans ook opschaling nodig, en wel:

- **Temporeel** – of vertaling van de reeks van metingen die in de loop der tijd verzameld zijn in trends en stationaire effecten
- **Ruimtelijk** – of vertaling van de verzameling van individuele meet- en standplaatslocaties in conclusies op gebiedsschaal en/of een ruimtelijk beeld
- **Inhoudelijk** – of vertaling van de verzameling van metingen, modelleringen, inventarisaties, karteringen en analyses in conclusies op een inhoudelijke 'macroschaal van abstractie'

## 9 Monitoring



**Figuur 8.42: Screenshot uit het hoofdstuk monitoring van de externe audit van het Bargerveen, waarin het belang van de vergelijkbaarheid van gegevens wordt onderstreept (bron: Grootjans *et al.* 2015a).**

**Figure 8.42.** Screenshot from the monitoring chapter in Bargerveen's external audit, where the importance of the comparability of monitoring data is highlighted (source: Grootjans *et al.* 2015a).

Voor het opschalen meetreeksen in de tijd worden methoden als trend- en tijdreeksanalyse gebruikt, maar ook eenvoudiger methoden zoals het berekenen en vergelijken van statistische karakteristieken van de metingen. De term opschaling wordt weinig gebruikt in relatie tot tijd, maar wanneer je tijd eenvoudigweg als dimensie ziet is het principe feitelijk hetzelfde, en ook ruimtelijke modellen kunnen in die zin voor temporele opschaling gebruikt worden. Om conclusies te kunnen trekken over veranderingen is het van groot belang dat de gegevens vergelijkbaar zijn en voldoende en uniforme kwaliteit hebben (Figuur 8.42). Meetgegevens en resultaten op standplaatsniveau kunnen op de verschillende manieren ruimtelijke opgeschaald en/of vertaald worden in conclusies op gebiedsschaal. Het gaat daarbij om:

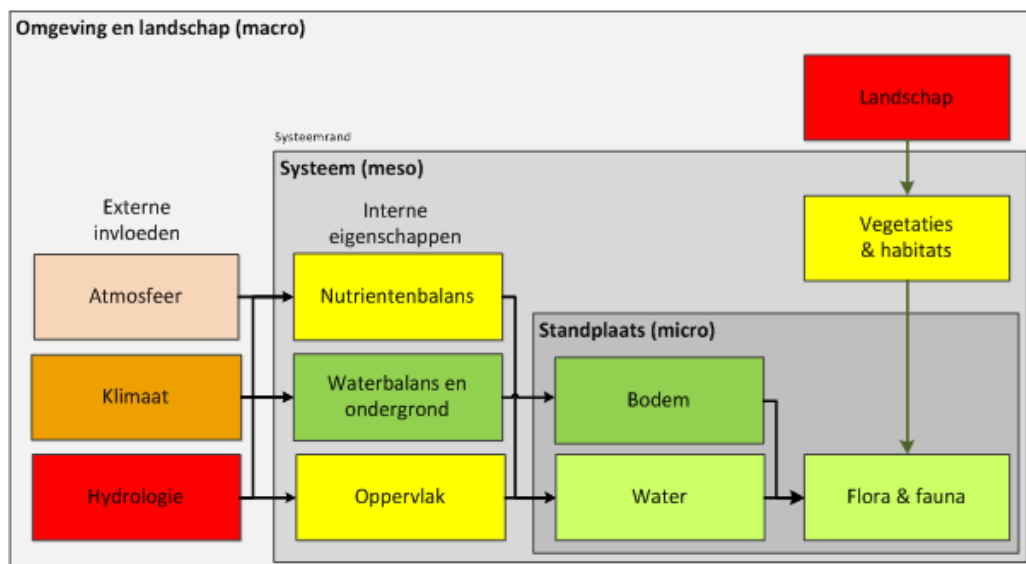
- **Steekproeftheorie** – wanneer de meetnetopzet voldoet aan de juiste (statistische) criteria kan de verzameling van meetlocaties gezien worden als representatieve steekproef van het geheel en gebruikt worden voor conclusies op gebiedsschaal (zie bijv. De Gruijter *et al.* 2006)
- **Geostatistische interpolatie** – gegevens op puntlocaties kunnen met behulp van geostatistische methoden als kriging of varianten daarvan ruimtelijke geïnterpoleerd worden tot vlakdekkend beeld (zie bijv. Finke *et al.* 2005)
- **Modellering en/of fysische interpolatie** – gegevens op puntlocaties worden hierbij gebruikt om de parameters van een ruimtelijk model zoals Modflow (Harbaugh *et al.* 2000) mee te kalibreren. Er bestaat de facto slechts een gradueel onderscheid tussen statistische interpolatie en modellering, omdat er

tussenvarianten mogelijk zijn en een model gezien kan worden als interpolator die gebruikt maakt van fysica (zie bijv. Winters & Van den Berg, 2006, Bakker *et al.* 2007, Snepvangers *et al.* 2008, Van Loon & Zaadnoordijk 2015).

Alhoewel de achterliggende fysica en principes niet anders zijn, is in het geval van hoogveensystemen de schematisatie en parameterisatie van hydrologische modellen vaak problematisch (zie bijv. Jansen *et al.* 2013b, Van Duinen *et al.* 2016) en kent belangrijke kennislacunes:

- De ruimtelijke heterogeniteit in hoogveensystemen is groot, o.a. vanwege alle ingrepen uit het nabije en verdere verleden, en is niet goed in kaart te brengen.
- Kleine hoogteverschillen in het maaiveld, de aanwezigheid van dammen en het functioneren van een acrotelm spelen een belangrijke rol in de oppervlakkige afvoer en ruimtelijke herverdeling van water.
- De doorlatendheid van (zwart)veen is in het algemeen klein, waardoor de hydrologische effecten van modelfouten navenant groot zijn. Zwartveen heeft bovendien een grote maar variabele anisotropie (= verschillende doorlatendheid in verschillende richtingen), vanwege de gelaagde opbouw en ontstaansgeschiedenis.
- Zowel de weerstand als de anisotropie van veen variëren in de tijd door inklinking en humificatie. (Meet)gegevens van geohydrologische parameters zijn sowieso schaars, maar verouderen in het geval van veen dus ook. Hoe groot de verdamping is in hoogvenen en hoe deze door de tijd heen varieert, is onzeker. Oppervlakkige uitdroging van veen en veenmossen en de lage productiviteit kunnen de verdamping beperken, terwijl toename van grassen en berken voor een hogere verdamping kunnen zorgen.

Hydrologische modellering op standplaatsniveau met een tijdreeksmodel kan nauwkeurige resultaten geven (Von Asmuth *et al.* 2011) en belooft deze problemen te kunnen verlichten of op te lossen. Er is nader onderzoek nodig naar de opschaling en inzet van tijdreeksmodellen ten behoeve van het schatten en monitoren van geohydrologische parameters en fluxen in complexe hoogveensystemen en hoogveenrestanten. Modellering is uiteraard geen doel op zich, maar is nodig voor de keuze en optimalisatie van hydrologische inrichtingsmaatregelen en hydrologisch (peil)beheer, en het monitoren van de hydrologische ontwikkelingen.



**Figuur 8.43. (Fictief) voorbeeld van samenvatting van monitoringresultaten conform het hier gebruikte raamwerk.**

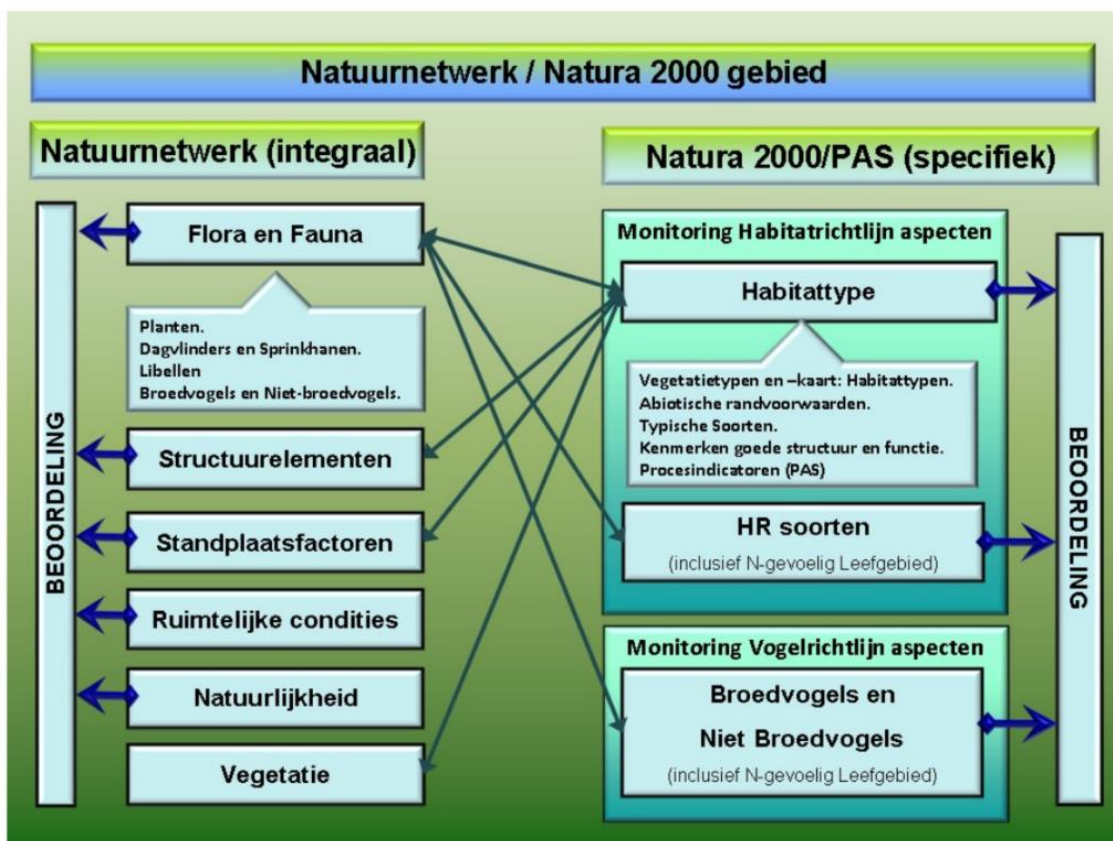
**Figure 8.43. (Imaginary) summary of monitoring results according to the framework developed.**

Ook inhoudelijk kunnen in principe en zoals gezegd de verschillende metingen, modelleringen, inventarisaties, karteringen en beoordelingen samengevat worden in conclusies op een 'macroschaal van abstractie' (zie bijv. Figuur 8.43). Dit kan zinvol zijn voor beleidsmatige doeleinden en/of het vergelijken van de toestand en potenties van verschillende gebieden, en wordt ook toegepast bij de eerder genoemde monitoring in het kader van het Natuurnetwerk, Natura 2000 en de PAS (Anonymous 2014; Van Beek *et al.* 2014).

## 8.6 Flora en faunamonitoring

### 8.6.1 Monitoring volgens "Werkwijze Monitoring Beoordeling Natuurnetwerk – Natura 2000/PAS"

Zoals eerder beschreven in dit hoofdstuk is het essentieel om de effectiviteit van genomen herstelmaatregelen te monitoren. Essentieel voor een monitoringsprogramma is dat de gegevens op exact dezelfde wijze zijn en worden verzameld, zodat veranderingen daadwerkelijk kunnen worden vastgesteld. Recentelijk hebben het rijk, provincies en beheerders daarom samen een uniforme werkwijze ontwikkeld voor het monitoren en beoordelen van de natuurkwaliteit. In deze "Werkwijze Monitoring Beoordeling Natuurnetwerk – Natura 2000/PAS" vormt de monitoring is de flora en fauna een belangrijk onderdeel (Van Beek *et al.* 2014). De verantwoordelijkheid voor het verzamelen van deze biotische monitoringsdata ligt bij de terreinbeheerder.



**Figuur 8.44.** De relatie tussen de monitoring voor het Natuurnetwerk (integrale beoordeling) en voor Natura 2000/PAS-gebieden (beoordeling van specifieke doelen). Bron: Van Beek *et al.* (2014).

Figure 8.44. Connection between the Dutch Nature Network monitoring programme (integrated assessment) and the Natura 2000/PAS monitoring programme (assessment of specific goals). Source: Van Beek *et al.* (2014).

**Tabel 8.1. Kwaliteitssoorten voor monitoring binnen het Natuurnetwerk (beheertype 06.03) en typische soorten van de habitattypen Actieve hoogvenen (H7110A/B) en Herstellende hoogvenen (H7120).**

Table 8.1. Indicator species for quality for raised bogs within the Nature Network programme (N06.03) and the Natura 2000 habitat types Active raised bog (H7110A/B) and degraded raised bog (H7120). Source: Van Beek *et al.* (2014).

Kwaliteitssoorten beheertype N06.03	Typische soorten habitatype (H7110/7120)
<b><u>Vaatplanten</u></b>	<b><u>Vaatplanten</u></b>
Beenbreek	
Draadzegge	
Eenarig wollegras	Eenarig wollegras
Gevlekte orchis	
Kleine veenbes	Kleine veenbes
Kleine zonnedauw	
Kleinste egelskop	
Lange zonnedauw	Lange zonnedauw
Lavendelhei	Lavendelhei
Slangenwortel	
Sterzegge	
Veenbloembies	
	Veenorchis
Witte snavelbies	Witte snavelbies
<b><u>Mossen</u></b>	<b><u>Mossen</u></b>
Bruin veenmos	
	Hoogveenlevermos
Hoogveenveenmos	Hoogveenveenmos
Rood veenmos	Rood veenmos
Veengaffeltandmos	Veengaffeltandmos
Vijfrijig veenmos	Vijfrijig veenmos
Wrattig veenmos	Wrattig veenmos
<b><u>Broedvogels</u></b>	<b><u>Broedvogels</u></b>
Blauwborst	
Geoorde fuut	
Goudplevier	
Kraanvogel	
Paapje	
Roodborsttapuit	
	Sprinkhaanzanger
Watersnip	
	Wintertaling
Wulp	
<b><u>Libellen</u></b>	<b><u>Libellen</u></b>
Hoogveenglanslibel	Hoogveenglanslibel
Koraaljuffer	
Noordse glazenmaker	
Noordse witsnuitlibel	
Tengere pantserjuffer	
Venglazenmaker	
Venwitsnuitlibel	Venwitsnuitlibel
	<b><u>Reptielen</u></b>
	Levendbarende hagedis
	<b><u>Kokerjuffers</u></b>
	<i>Rhadicleptus alpestris</i>

Binnen de monitoring van het Natuurnetwerk is voor de monitoring van de flora en fauna per beheertype vastgesteld hoe relevant een indicator is voor de beoordeling van de natuurkwaliteit en voor de sturing van inrichting en beheer. Voor het beheertype hoogvenen (N06.03) zijn de volgende biotische indicatoren vastgesteld als relevant: vegetatiekartering (iedere 12 jaar) en monitoring kwaliteitssoorten (planten, (broed)vogels en libellen; geen dagvlinders; iedere 6 jaar). In Tabel 8.1 staat een overzicht van de geselecteerde

kwaliteitssoorten voor het beheertype hoogveen (N06.03). Voor een uitgebreide beschrijving van deze monitoringsaanpak zie Van Beek *et al.* (2014). Aan de hand van de monitoringsgegevens moet eens in de 6 jaar gerapporteerd worden over de natuurkwaliteit van een gebied (Van Beek *et al.* 2014).

De voor het Natuurnetwerk beschreven monitoring van de vegetatie kan ook gebruikt worden voor de rapportage verplichting voor Natura 2000 (Figuur 8.44), mits de Natura 2000-habitattypen voorkomen in beheertypen die geselecteerd zijn. Zie Tabel 8.1 voor de typische soorten voor de twee hoogveenhabitattypen. Voor uitgebreide informatie over de uitvoering van de flora en fauna monitoring voor Natura 2000/PAS-gebieden zie Van Beek *et al.* (2014).

Voor herstellende hoogveen is het van groot belang om de ontwikkeling van bultvormende veenmossoorten te monitoren. Bij zowel de monitoring binnen het Natuurnetwerk als Natura 2000 wordt de verspreiding van diverse bultvormende veenmossoorten (o.a. Hoogveenveenmos, Wrattig veenmos en Rood veenmos) als kwaliteitssoorten iedere 6 jaar gerapporteerd (Tabel 8.1). Ook het voorkomen van karakteristieke vaatplanten als Eenarig wollegras, Kleine veenbes, Lange zonnedauw, Lavendelhei en Witte snavelbies wordt iedere 6 jaar vastgesteld (Tabel 8.1). Aan de hand van het monitoren van deze soorten kan in principe goed worden vastgesteld in hoeverre hoogveenontwikkeling op gang komt, alhoewel een afname van algemene soorten als Pijpenstrootje en Struikhei ook een goede indicator kan zijn. Om te kunnen bepalen of al daadwerkelijk sprake is van het habitatype Actief hoogveen, zijn recentelijk een aantal criteria opgesteld (Jansen *et al.* 2013c; zie paragraaf 8.6.3).

In de volgende paragraaf (paragraaf 8.6.2) worden de belangrijkste resultaten samengevat van de externe audit voor het Bargerveen. Hierbij zijn ook belangrijke tekortkomingen in de vegetatiemonitoring gesignaleerd.

### **8.6.2 Evaluatie monitoring Bargerveen**

In 2014 is voor het Bargerveen een externe audit gehouden (Grootjans *et al.* 2015a). Bij deze audit is ook de kwaliteit van de verzamelde monitoringsgegevens bekeken en zijn adviezen opgesteld om de bruikbaarheid van deze gegevens te verbeteren. In deze paragraaf staan de belangrijkste bevindingen wat betreft de flora en faunamonitoring beschreven en de gegeven verbetervoorstellen.

De monitoring van de aantallen vogelsoorten en van het aantal broedgevallen in het Bargerveen is uitstekend (Grootjans *et al.* 2015a). Van alle habitatsoorten zijn de ontwikkelingen sinds 1993 goed in kaart gebracht.

Door de onvergelykbaarheid van de hoogveenkarteringen uit 1987, 1997 en 2007 is de kwaliteitsontwikkeling van het herstellende hoogveen niet goed kwantitatief uit te drukken. Een herhaling van de basiskartering had de ontwikkeling op een meer kwantitatieve wijze in beeld kunnen brengen. Daarvoor is een eenduidige vegetatietypologie essentieel, waarbij duidelijk onderscheid wordt gemaakt tussen Actief hoogveen en een veenmosrijke heide. Daarbij kan de verspreiding van enkele eenvoudig herkenbare bultvormende veenmossoorten (Hoogveen-veenmos, Rood veenmos en Wrattig veenmos) worden aangegeven, naast soorten als Beenbreek, Witte snavelbies, Ronde zonnedauw, Kleine veenbes en Lavendelhei.

Volgens Grootjans *et al.* (2015a) zijn de belangrijke tekortkomingen in de vegetatiemonitoring:

- De ontwikkeling gaat veel sneller dan met de geplande monitoringsfrequentie kan worden bijgehouden.
- Karteringen blijken niet geschikt om te beoordelen of doelen worden gehaald.
- Herhalingskarteringen worden niet altijd professioneel uitgevoerd. Gebeurt dat wel, dan slechts in delen van het gebied, waardoor de vergelijking mank gaat. Soms worden habitattypen onvoldoende herkend.



Grootjans *et al.* (2015a) komen tot de volgende adviezen voor een goed en bruikbaar monitoringsprogramma waarmee geëvalueerd kan worden of de gekozen doelen bereikt worden. Monitoring moet gefocust zijn op de doelen en professioneel uitgevoerd worden. Een monitoringsprogramma moet in dienst staan van de ontwikkeling op de lange termijn. Dat houdt in:

- de classificatie van vegetatietypen moet **vanaf het begin** op dit doel afgestemd zijn
- de kartering moet door **specialisten** gebeuren
- de gevolgde methode moet **consequent en consistent** doorgevoerd en niet tijdens de rit aangepast worden.

### 8.6.3 Kartering habitatype Actieve hoogvenen (H7110A)

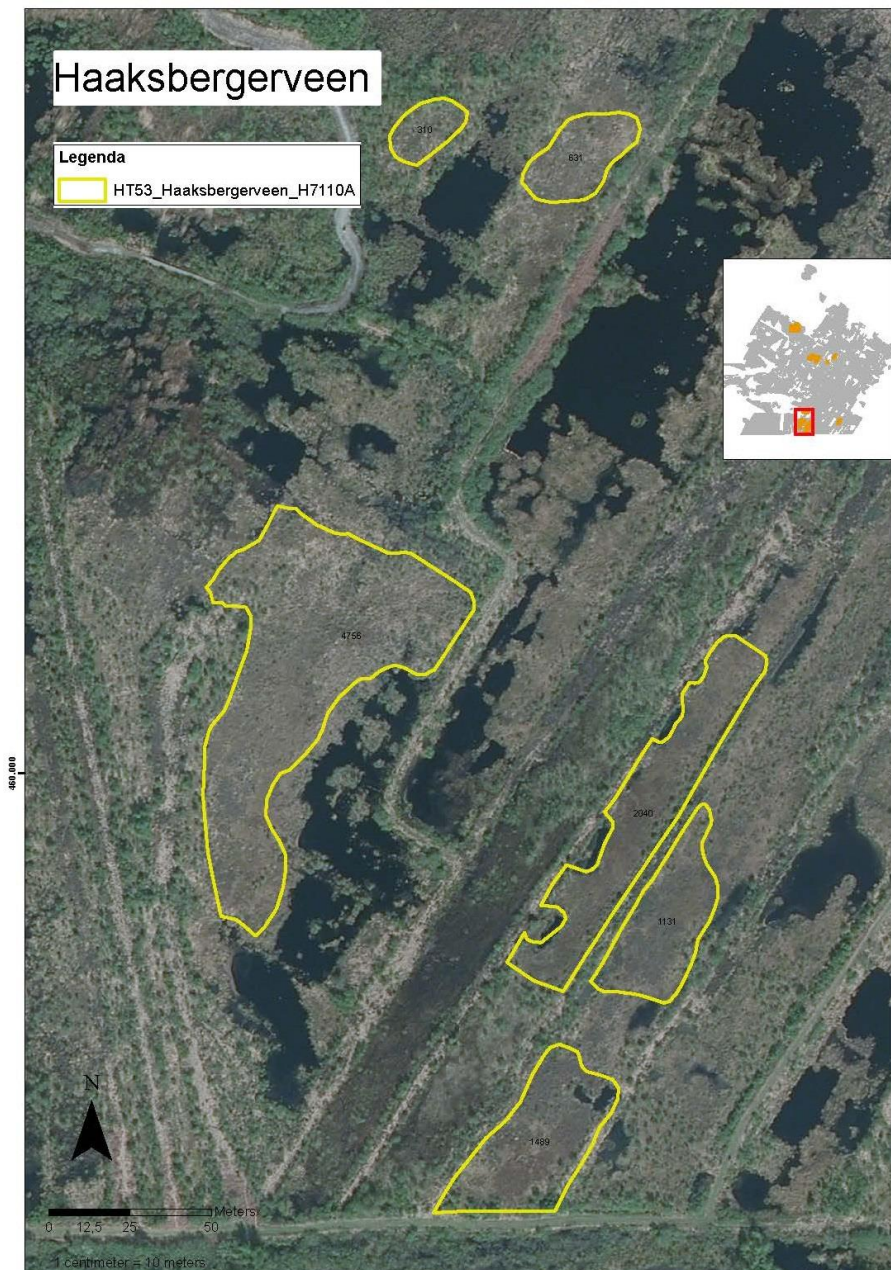
Voor het implementeren van Natura 2000 zijn recentelijk kaarten met het huidige voorkomen van de habitatypen Actief hoogveen (H7110A) en Herstellend hoogveen (H7120) opgesteld voor alle Nederlandse Natura 2000 gebieden met hoogvenen (14 in totaal; Jansen *et al.* 2013c). Bij het karteren van het habitatype Actief hoogveen zijn een aantal praktische criteria opgesteld voor het vaststellen H7110A. Tijdens veldbezoeken werden op grond van deze criteria vlakken met H7110A ingemeten met een veldcomputer met GPS door langs de grenzen van het vlak te lopen.

Het grootste aandachtspunt bij de toekenning van Actief hoogveen (H7110A) is en blijft hoe de functionele criteria (acrotelm, acrotelm in kleine veenputten) in het veld goed en objectief kunnen worden benoemd en beoordeeld. Voor deze functionele criteria is eigenlijk kennis nodig van de hydrologie, hellingshoek van het veen en de fysische bodemopbouw (verschillen in doorlatendheid van de bovenste veenmoslaag). Alleen op die manier kan helder en eenduidig worden beoordeeld of een vegetatie met bulten en slenken zelfstandig en onafhankelijk van de regionale hydrologie kan voorbestaan. Aangezien deze gegevens vaak ontbreken, zijn bodem, oppervlakte en vegetatie als criteria gebruikt. Deze criteria zijn objectief en eenduidig toepasbaar tijdens veldbezoeken. Jansen *et al.* (2013c) hebben de functionele criteria deels gedekt door het toepassen van een oppervlaktecriterium: 100 m<sup>2</sup> goed ontwikkelde hoogveenvegetatie zou niet ontstaan en het jaren volhouden wanneer het niet tenminste ten dele hydrologisch zelfstandig zou zijn.

Praktisch uitgewerkt zijn de criteria voor vaststellen van het habitatype Actieve hoogvenen (H7110A):

1. De vegetatie bevindt zich op een **vaste veenbodem of op een kragge** met onderliggende waterlaag;
2. De vegetatie heeft een oppervlakte van **minimaal 100 m<sup>2</sup>** (1 are);
3. De vegetatie bestaat voor **minimaal 70%** van de oppervlakte uit de Associatie van Gewone dophei en Veenmos (11Ba1), inclusief SBB-11B1b (*Erico-Sphagnetum magellanicum rhynchosporetosum*). De overige 30% bestaat uit de overige typen genoemd in het profielendocument.
4. In het geval van kleine veenputten dient de vegetatie al lange tijd tot 11Ba1 (inclusief SBB-11B1b) te behoren en de **potentie te hebben zich uit te breiden**. De stabiliteit kan bevestigd worden door een gebiedskenner. Om te bepalen of de vegetatie in de put het vermogen heeft zich uit te breiden, moet worden vastgesteld dat:
  - a. de vegetatie in een put niet scherp gescheiden is van haar omgeving;
  - b. en zich op (en eventueel buiten) de putrand in ieder geval ook plekken met bultvormende veenmossen bevinden. Indien zich langs de putrand en in de directe omgeving van de put geen bultvormende veenmossen bevinden (en dat is objectief vaststelbaar), dan nemen we aan dat de hydrologische condities binnen en buiten de put nog in te sterke mate verschillen.

Uit deze kartering blijkt in 10 Nederlandse Natura 2000-gebieden Actief hoogveen (H7110A) voor te komen met een totale oppervlakte van 7,58 hectare (Jansen *et al.* 2013c). De grootste oppervlakten Actief hoogveen bevinden zich in het Witterveld (3,07 ha), het Haaksbergerveen (2,55 ha; Figuur 8.45) en het Bargerveen (0,96 ha). Meestal geldt dat hoe eerder met herstelmaatregelen werd begonnen, hoe groter het areaal actief hoogveen is. Verder speelt de positie in het grondwatersysteem een belangrijke rol in de mate van herstel. In (delen van) hoogvenen die gevoed worden door wat basenrijker, (zeer) zwak gebufferd grondwater, en waar hydrologische herstelmaatregelen zijn genomen, zijn de ontwikkelingen gunstig. Op grond van de veldbezoeken verwachten Jansen *et al.* (2013c) dan ook dat in de Deurnsche Peel en Mariapeel, de Engbertsdijkvenen en het Fochteloërveen op de middellange termijn grotere arealen Actief hoogveen tot ontwikkeling zullen komen als gevolg van te nemen of recentelijk genomen herstelmaatregelen.



**Figuur 8.45. Deelkaart van de kartering van het habitatype Actief hoogveen in het Haaksbergerveen. Bron: Jansen *et al.* (2013c).**

**Figure 8.45. Part of the map indicating habitat type Active raised bog (H7110) in the Haaksbergerveen bog. Source: Jansen *et al.* (2013c).**



**Figuur 8.46. Aanleg van de nieuwe kade van zand en afgedekt met zwartveen rondom de onvergraven kern van de Engbertsdijksvennen in 2006.**

**Figure 8.46. Construction of a new dyke of sand and covered with peat to preserve the remaining peat massif in the bog remnant Engbertsdijksvennen, The Netherlands.**

#### **8.6.4 CASUS: Monitoring vegetatie en entomofauna Engbertsdijksvennen**

Als voorbeeld voor de monitoring van de vegetatie en entomofauna na het nemen van herstelmaatregelen, wordt in deze paragraaf de monitoring in de Engbertsdijksvennen besproken. In 2005 en 2006 is in het kader van een LIFE-project een nieuwe kade (Figuur 8.46) aangelegd rondom de onvergraven kern van de Engbertsdijksvennen, met als doel de kern opnieuw te vernatten en daardoor het resterende veenpakket en het belangrijke refugium voor karakteristieke plantensoorten te behouden. Over het voorkomen van karakteristieke soorten binnen de ongewervelde fauna in de hoogveenkern en daarbuiten was vrijwel niets bekend. Na de aanleg van de nieuwe kade is de waterstand geleidelijk verhoogd over een periode van 7 jaar. De effecten van de aanleg van de kade op de vegetatie en ongewervelde fauna is uitgebreid gevolgd (Van Duinen 2014). In deze paragraaf wordt beschreven hoe deze monitoring is, en wordt, uitgevoerd en of aan de hand van de verzamelde monitoringsgegevens inderdaad de effecten van de kade op de ontwikkeling van de gemonitorde soortsgroepen kan worden vastgesteld.

##### Aanpak monitoring

De ontwikkelingen in de vegetatie werden geanalyseerd op basis van een raai met 22 permanente kwadraten waarin jaarlijks door Staatsbosbeheer de vegetatiesamenstelling (bedekking per soort) werd opgenomen. De bodemactieve ongewervelden werden bemonsterd met behulp van dertien potvalseries (Figuur 8.47), waarbij elke serie bestond uit 5 potten met een doorsnede van 10 cm. Ontwikkelingen in de entomofauna werden geanalyseerd op basis van een nulmeting in 2006-2008 aan mieren, loopkevers, spinnen en hooiwagens en een eerste effectmeting in 2013-'14. De nulmeting werd uitgevoerd in 2 opeenvolgende jaren om eventuele jaareffecten enigszins te beperken en vanaf het voorjaar tot in de herfst om een beeld te krijgen van zowel vroege als late soorten. De eerste effectmeting van de aangelegde kade werd uitgevoerd in de periode augustus-oktober 2013, met een beperkte aanvulling in mei 2014. Hoewel vroeger in het jaar actieve soorten hierdoor werden gemist, of met lagere aantallen gevonden worden, biedt deze in tijd beperkte eerste effectmeting volgens Van Duinen (2014) wel voldoende gegevens om vast te stellen of sterke veranderingen in de entomofauna zijn opgetreden. Het advies is wel om voor een toekomstige evaluatie van de effecten van de uitgevoerde maatregelen ook in het voorjaar te bemonsteren en zo de ontwikkelingen van vroegere soorten in beeld te krijgen.



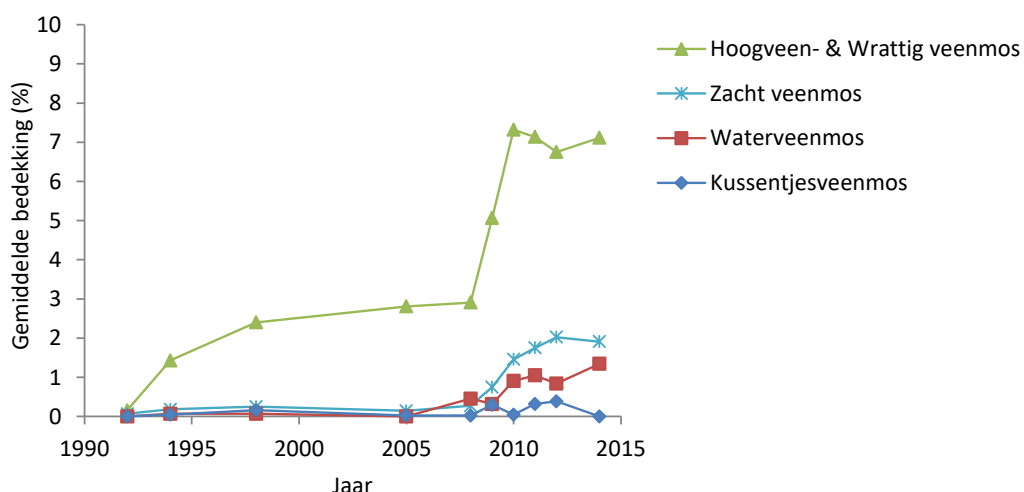


**Figuur 8.47. Positie van de dertien potvalseries in de Engbertsdijkswenken. Bron: Van Duinen (2014).**

**Figure 8.47. Location of 13 series of pitfall traps in the bog remnant Engbertsdijkswenken. Source: Van Duinen (2014).**

#### Belangrijkste effecten kade op flora en fauna onvergraven hoogveenkern

De monitoring van de vegetatie in de raai met 22 permanente kwadraten (PQ's) in de onvergraven hoogveenkern sinds 1992 toont duidelijk aan dat de ontwikkeling van de vegetatie na de aanleg van de nieuwe kade positief is. De negatieve ontwikkelingen door de verdroging van de kern zijn tot staan gebracht en in positieve richting omgebogen. De veenmosbedekking is weer duidelijk toegenomen (Figuur 8.48). De toename van Pijpenstrootje van de laatste twee decennia is na de aanleg van de nieuwe kade gestopt. Struikhei gaat nu weer iets terug in bedekking, terwijl de gestage afname van Dophei is omgebogen naar een toename. Lavendelhei, Kleine veenbes, Veenpluis en Eenarig wollegras blijven over de hele monitoringsperiode vanaf 1992 tamelijk constant.



**Figuur 8.48. Gemiddelde bedekking van vier verschillende veenmossoorten in de raai van 22 permanente kwadraten (PQ's) in de onvergraven kern tussen 1992 en 2014 (basisgegevens: Staatsbosbeheer). Bron: Van Duinen (2014).**

**Figuur 8.48. Average cover of 4 Sphagnum species (1992-2014) in a transect composed of 22 permanent plots in the remaining peat massif in the bog remnant Engbertsdijkswenken (data: Staatsbosbeheer). Source: Van Duinen (2014).**

In de laatste 4 jaren lijkt geen verdere uitbreiding van veenmossen meer op te treden in het deel van de kern waar de raai met PQ's ligt. Mogelijk hebben de hier reeds aanwezige veenmosbulten zich wel uitgebreid na de vernatting, maar vindt vestiging op nieuwe plekken in dit deel van de kern nog nauwelijks plaats. In lagere delen elders in de kern wordt wel uitbreiding waargenomen van veenmosbulten en Waterveenmos en ook van Kleine veenbes, onder andere vanuit afgedamde greppels, maar hiervan ontbreken monitoringsgegevens.

In de onderzochte deelgebieden in de Engbertsdijkswenen zijn met behulp van potvallen in totaal 205 diersoorten gevonden: 18 soorten mieren, 41 soorten loopkevers, 139 soorten spinnen en 7 soorten hooiwagens. In de nulmeting werd ook de watermacrofauna onderzocht en daarbij werden 81 soorten vastgesteld. Onder de bijna 300 vastgestelde soorten is een groot aantal soorten kenmerkend voor (hoog)venen of natte heide en soorten die in Nederland en buurlanden zeldzaam en/of bedreigd zijn.

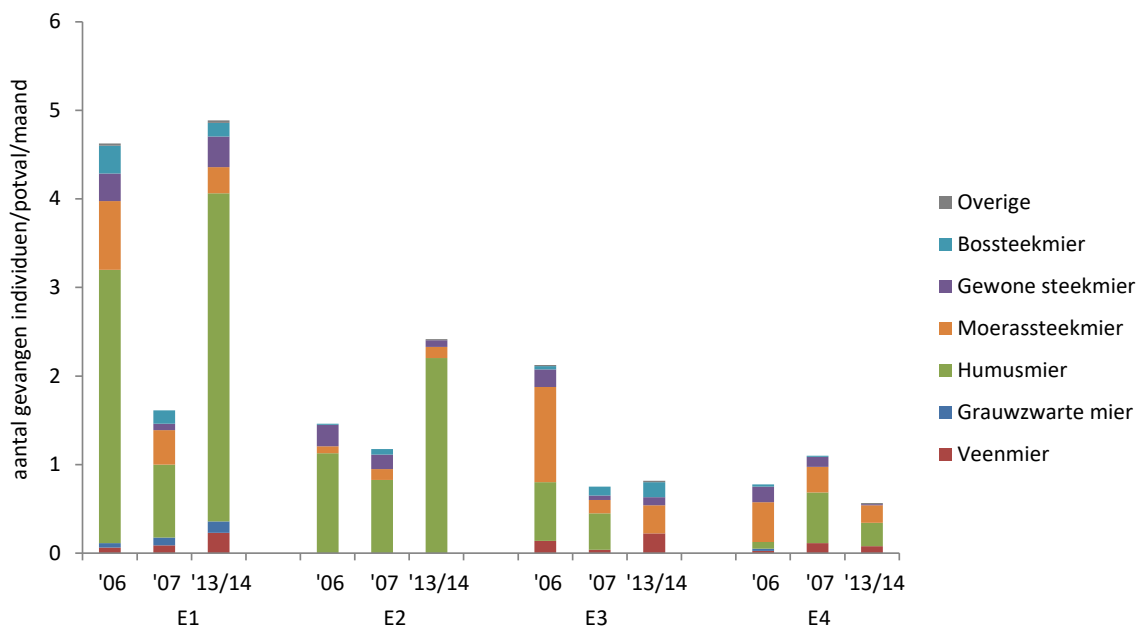
In de kern is de vernatting na de aanleg van de nieuwe kade tussen 2007 en 2014 zeer geleidelijk verlopen en daarbij is geen inundatie van grotere terreindelen opgetreden. Er zijn in deze periode geen sterke veranderingen in de soortensamenstelling van de onderzochte faunagroepen opgetreden ten opzichte van de situatie voor/tijdens de uitvoering van de herstelmaatregelen. De soorten die in de nulmeting zijn aangetroffen, waren ook in 2013 aanwezig. Dat geldt ook voor de karakteristieke soorten Veenmier (*Formica picea*; Figuur 8.49) en Turfsnelloper (of Turflooplever, *Agonum ericeti*), die voorafgaand aan de maatregelen uitsluitend in de kern waren aangetroffen.

Een toename van reeds aanwezige soorten of vestiging van nieuwe soorten die kenmerkend zijn voor open veenmosvegetaties is nog niet vastgesteld. Deze ontwikkeling vereist meer tijd. De oppervlakten van een aaneengesloten door veenmossen gedomineerde vegetatie zijn in de kern momenteel nog relatief kleine snippers tussen de door Pijpenstro gedomineerde vegetatie.

#### Evaluatie aanpak monitoring Engbertsdijkswenen

De wijze waarop de monitoring van de vegetatie (raai met permanente kwadraten met bedekking per soort) en bodemactieve ongewervelden is aangepakt, blijkt goed inzicht te geven in de effecten van de aanleg van een kade rond de onvergraven hoogveenkern. Cruciaal bij deze aanpak is wel de selectie van de ligging van de PQ's en potvallen. Het is van essentieel belang dat deze locaties representatief zijn voor het gebied en ook de variatie binnen het gebied (dikte veenpakket, type veen, hoogteligging, aanwezige vegetatie, etc.) dekken. Door te werken met raaien van PQ's kan de variatie binnen het gebied vaak goed in beeld gebracht kunnen worden. In de Engbertsdijkswenen is/wordt gewerkt met één raai met 22 PQ's die jaarlijks worden gevolgd. Om de variatie binnen het gebied beter in beeld te brengen is het beter om te werken met meerdere raaien (bijvoorbeeld twee raaien loodrecht op elkaar). Het is wel belangrijk om meerdere PQ's in vergelijkbare situaties te volgen, om toevalseffecten te beperken en betrouwbaar trends te kunnen vaststellen. Jaarlijks monitoren van de vegetatie is in de eerste fase na uitvoering (zeker in het geval van jaarlijkse geleidelijke peilstijgingen) belangrijk om snel te kunnen bijsturen bij ongewenste ontwikkelingen. Op het moment dat het gewenste peil is bereikt, kan de monitoringsfrequentie worden verlaagd.

Bij de monitoring van de bodemactieve ongewervelden is gewerkt met potvalseries van 5 potten per locatie om een betrouwbaar beeld van de locatie te krijgen. Bij het aantal replica's zal altijd een afweging tussen betrouwbaarheid en kosten (determinatie is een tijdrovende klus) gemaakt moeten worden.



**Figuur 8.49** Gemiddeld aantal individuen van mieren gevangen per potval per maand in de vier potvalseries in de onvergraven kern in 2006, 2007 en 2013-'14. In verband met de vergelijkbaarheid tussen de jaren zijn voor alle jaren alleen de aantallen in de maanden mei, augustus, september en oktober gebruikt. Bron: Van Duinen (2014).

Figure 8.49 Average number of individual ants caught with four series of pitfall traps in the remaining peat massif in the bog remnant Engbertsdijkerven. Only the months May, August, September and October were used to compare the different years. Source: Van Duinen (2014).

### 8.6.5 Ecotopen kartering (Ierland)

In paragraaf 3.2.2 is het begrip ecotoop reeds geïntroduceerd. Op basis van een onderzoek naar de vegetatiesamenstelling van twee levende Ierse hoogvenen (Clara Bog en Raheenmore Bog) werden een gemeenschapscomplexen (32 'community complexes') onderscheiden, waarbij een complex bestaat uit een homogene mozaïek van enkele gemeenschappen. Deze complexen bleken te zijn geassocieerd met specifieke diktes van de acrotelm. Deze complexen werden voor het ontwikkelen van praktische beheerstrategieën verder geïntegreerd: gemeenschapscomplexen met vergelijkbare vegetatiesamenstelling, acrotelmdikte en hydrologische en hydrochemische kenmerken werden samengenomen in ecotopen (Tabel 3.1).

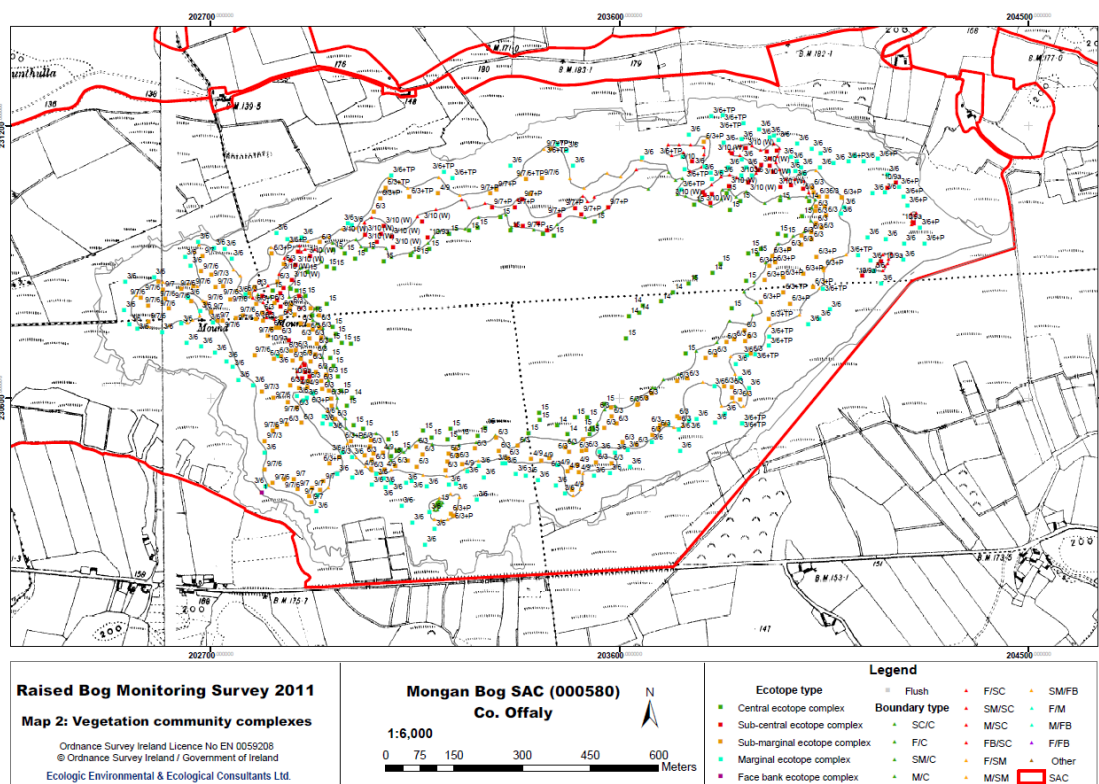
Wat de terreinhelling of positie op de hoogveenkern betreft, werden 4 ecotopen onderscheiden: central, sub-central, sub-marginal en marginal (Figuur 3.7). Wat betreft de gemeenschappen die gerelateerd zijn aan een hogere beschikbaarheid van voedingsstoffen of invloed van basenrijker grondwater, zijn de zogenaamde 'soaks' (in het Nederlands: meerstal), 'flushes' (afvoerlaagten) en de lagg. In het geval van veenaafgraving en/of versterkte drainage van de rand van de veenkern zijn er nog de ecotopen van de 'facebank' en de 'cut-away'. Afgezien van effecten van veenaafgravingen en drainage, zijn de patronen in de vegetatie gerelateerd aan de waterstand ten opzichte van het maaiveld, de fluctuatie van de waterstand gedurende het jaar, de beschikbaarheid van voedingsstoffen en de invloed van grondwater (minerotrofie).

Om de instandhoudingsdoelstellingen te kunnen monitoren wordt voor Ierse Natura-2000 hoogveengebieden de ecotoop-methodiek (Kelly 1993, Kelly & Schouten 2002) toegepast. In deze paragraaf worden aan de hand van een aantal voorbeelden deze methode toegelicht.



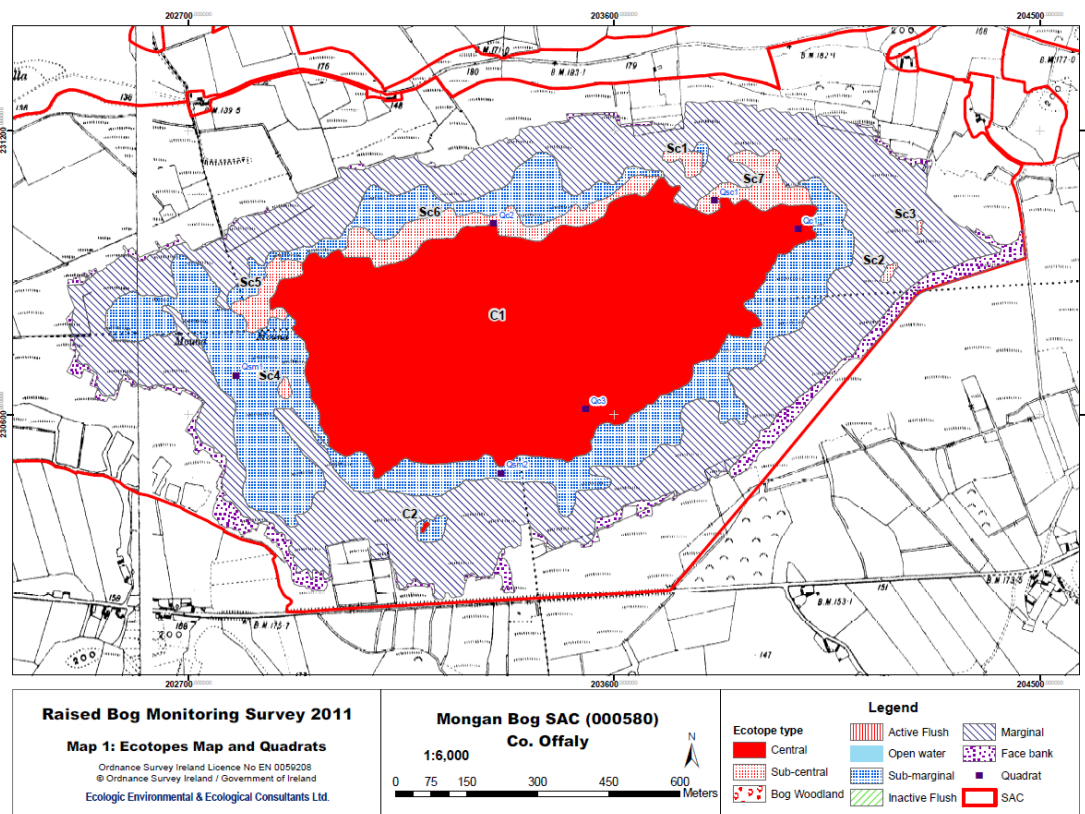
De monitoring van de vegetatie van bijvoorbeeld Mongan bog en Garriskil Bog werden uitgevoerd door het beschrijven en karteren van de hoogveenvegetatie op basis van ecotoop vegetatiegemeenschapcomplexen (NPWS 2015a,b). Voor elk ecotoop werden de volgende karakteristieken geregistreerd: soortenlijst, schatting van de bedekking van dominante soorten, bedekkingspercentage door veenmossen, eventuele aantastingen (verbranding, afgraven, drainage), microtopografie, stevigheid van de (veen)bodem en de aanwezigheid van Cladonia-soorten. Het hoogveen werd hierbij vlakdekkend gekarteerd. De delen van het veen die bij de vorige kartering gekarteerd werden als sub-marginaal, sub-centraal en centraal (typen hoogveenkern) werden in meer detail beschreven, aangezien dit de delen zijn waar mogelijk veranderingen zijn opgetreden. De microtopografie en indicatorsoorten werden opgenomen met permanente kwadraten (4 x 4 m). Met een GPS werden de kwadraten, begrenzings van de ecotopen, locaties van vegetatiecomplexen, etc. vastgelegd.

In Figuur 8.50 t/m Figuur 8.53 staan voorbeelden gegeven van vegetatiekaarten op basis van vegetatiegemeenschapcomplexen en ecotopen voor Mongan bog en Garriskil bog.



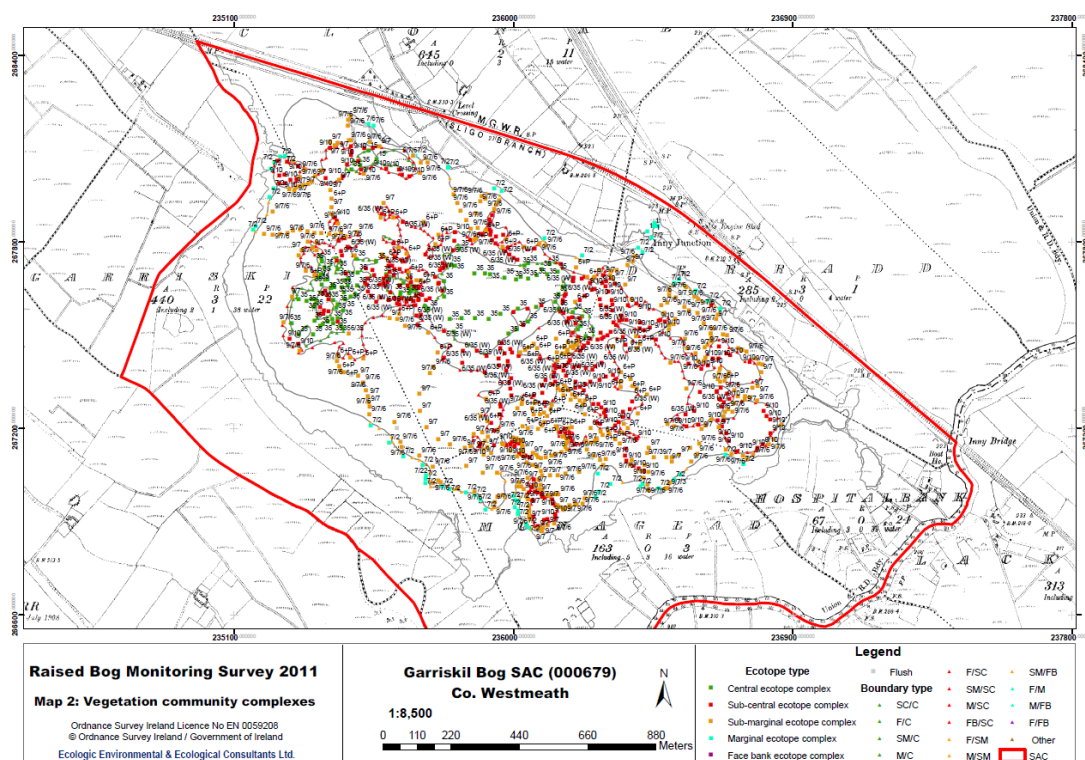
**Figuur 8.50. Kartering van de vegetatiegemeenschapcomplexen van Mongan bog (County Offaly) die de basis vormt voor het vaststellen van de ecotopen. Bron: NPWS (2015a).**

**Figure 8.50. Map of the vegetation community complexes of Mongan bog (County Offaly) which were used to determine the different ecotope types. Source: NPWS (2015a).**



**Figuur 8.51. Vlakdekkende kartering van de ecotopen van Mongan bog (County Offaly) op basis van de aanwezige vegetatiegemeenschapcomplexen. Bron: NPWS (2015a).**

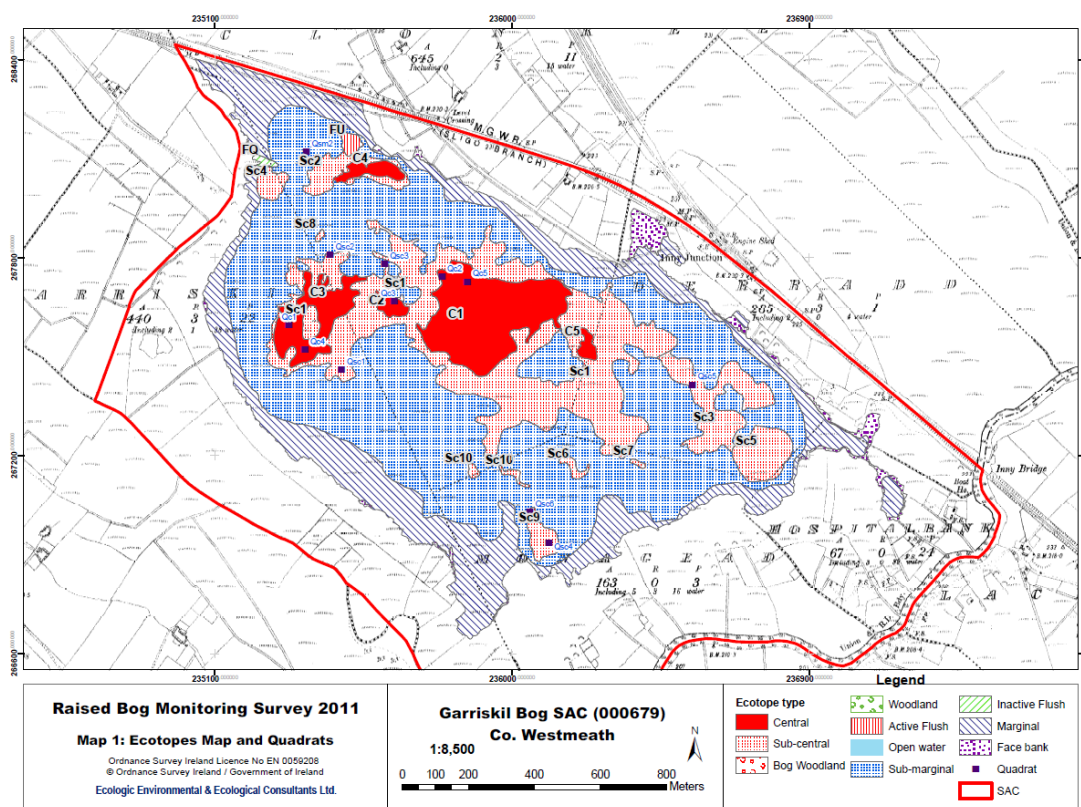
**Figuur 8.51. Ecotope map of Mongan bog (County Offaly) based on the vegetation community complexes. Source: NPWS (2015a).**



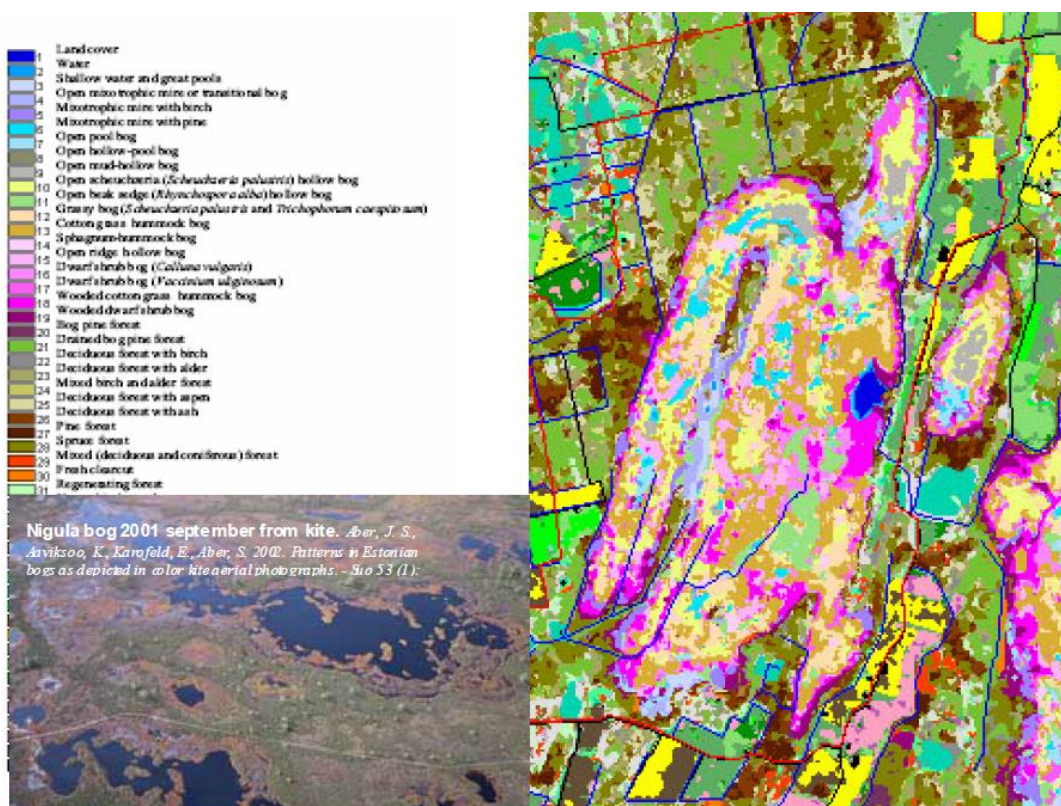
**Figuur 8.52. Kartering van de vegetatiegemeenschapcomplexen van Garriskil bog (County Westmeath) die de basis vormt voor het vaststellen van de ecotopen. Bron: NPWS (2015b).**

**Figure 8.52. Map of the vegetation community complexes of Garriskil bog (County Westmeath) which were used to determine the different ecotope types. Source: NPWS (2015b).**





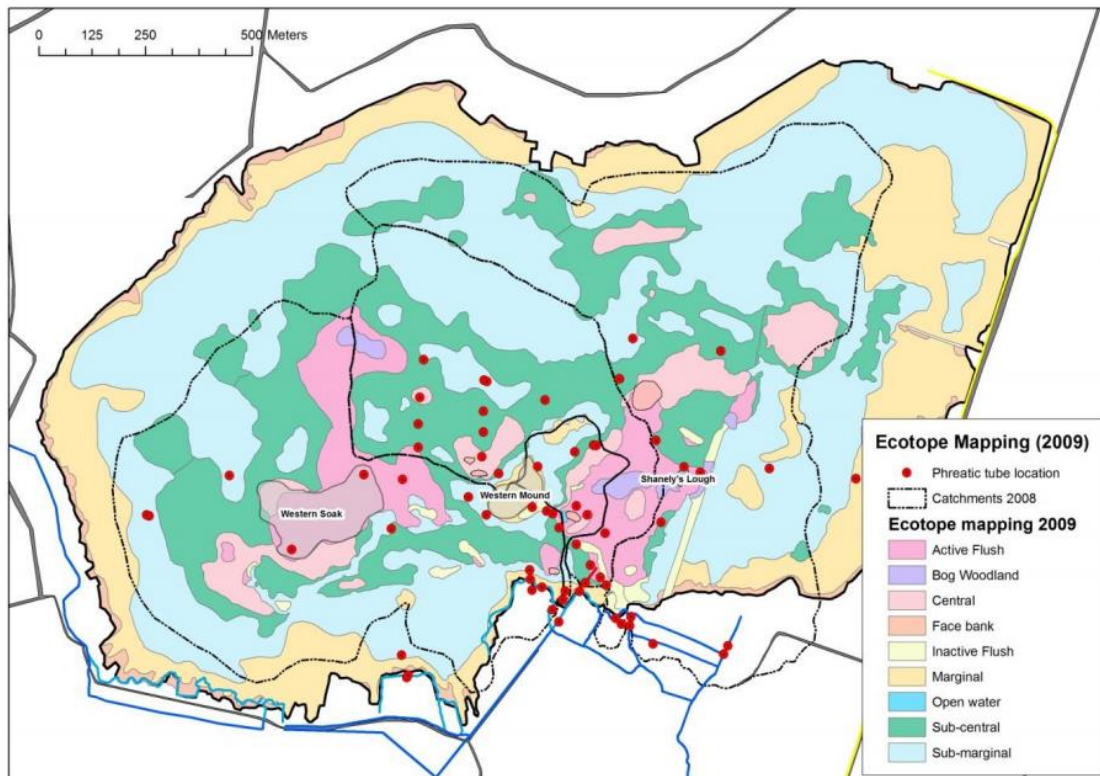
**Figuur 8.53. Vlakdekkende kartering van de ecotopen van Garriskil bog (County Westmeath) op basis van de aanwezige vegetatiegemeenschapcomplexen. Bron: NPWS (2015b).**  
**Figure 8.53. Ecotope map of Garriskil bog (County Westmeath) based on the vegetation community complexes. Source: NPWS (2015b).**



**Figuur 8.54. Ecotopenkaart van het hoogveen Nigula (Estland) op basis van Landsat TM gegevens (mei 2000) en veldobservaties. (Bron: A. Leivits)**  
**Figure 8.54. Ecotope map of the raised bog Nigula (Estonia) based on Landsat TM data (May 2000) and field observations. (Source: A. Leivits)**

### 8.6.6 Ecotopenkartering met satellietbeelden (Nigula)

In Ierland worden ecotopen gekarteerd door de vegetatie in het veld te beschrijven. In Estland is voor het hoogveenreservaat Nigula en een aantal andere beschermde natuurgebieden gebruikt gemaakt van satellietbeelden (Landsat TM) in combinatie met aanvullende veldobservaties op de grond (Aaviksoo & Muru 2008). Ook zijn digitale films met behulp van een vlieger gemaakt (Figuur 8.54). De combinatie van kleuren en infrarood beelden maken het mogelijk om vegetatiesamenstellingen en submerse, drijvende en emergente vegetatie te onderscheiden en micropatronen in vegetatiestructuren in kaart te brengen. Deze variatie kan op hogere schaalniveaus geaggregeerd worden (Aber *et al.* 2002). Tegenwoordig zou de vlieger vervangen kunnen worden door een drone. Met behulp van deze technieken en beelden uit verschillende jaren kunnen veranderingen in vegetatiesamenstelling (op mesoschaal) gemonitord worden.



**Figuur 8.55. Ecotopenkaart van Clara bog West in 2009. Bron: Fernandez & Wilson (2009) en Streefkerk *et al.* (2012).**

Figuur 8.55. Ecotope distribution on Clara West raised bog in 2009. Source: Fernandez & Wilson (2009) and Streefkerk *et al.* (2012).

### 8.6.7 Veranderingen in ecotopen (Clara bog, Ierland)

Vegetatiekaarten van verschillende jaren kunnen met GIS-technieken eenvoudig vergeleken worden, zodat veranderingen in vegetatiesamenstelling ruimtelijk weergegeven kunnen worden. In deze paragraaf worden de resultaten van een vergelijking van ecotoopkaarten van Clara bog besproken.

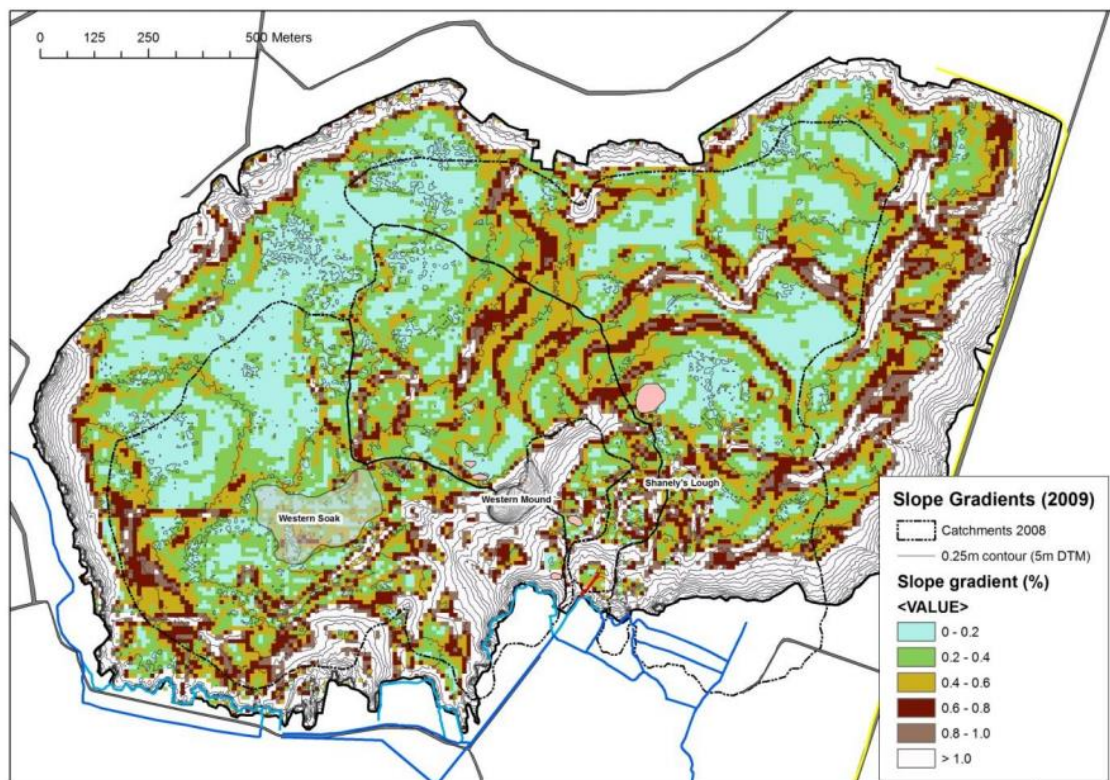
Streefkerk *et al.* (2012) hebben ecotoopkaarten uit 1992, 2005 en 2009 van Clara bog West vergeleken om veranderingen in de vegetatie te bepalen. In Figuur 8.55 staat ter illustratie de ecotopenkaart uit 2009 weergegeven.

De hellingshoek van het veen en de dikte van de acrotelm zijn sterk gecorreleerd (Van der Schaaf & Streefkerk 2002). Natte ecotopen zijn afhankelijk van een beperkte hellingshoek, vaak in de orde van grootte van maximaal 0,5% (Van der Schaaf 1999). In Figuur 8.56 staat een kaart van Clara bog West met de hellingshoek van het veen. Wanneer de ecotopenkaart met de hellingshoek kaart wordt vergeleken, dan blijkt dat de natte ecotopen (Afvoerlaagte,



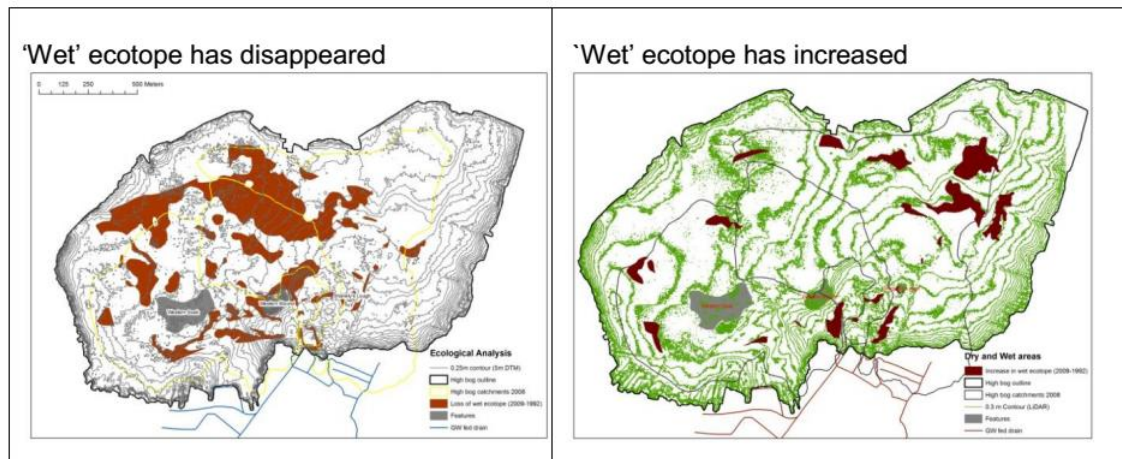
Centraal en Sub-centraal) een gemiddelde hellingshoek van 0,5% of minder hebben. Over het algemeen is dit geschikt voor de ontwikkeling van een acrotelm. De gemiddelde hellingshoek in de droge ecotopen (Sub-marginaal, Marginaal en Inactieve afvoerlaagte) is over het algemeen te steil voor acrotelmontwikkeling. Uit een studie naar de hellingshoek van het veen in de jaren '90 (Van der Schaaf & Streefkerk 2002) bleek dat de gemiddelde hellingshoek van actieve afvoerlaagten toen ca. 0,18% was, dit is significant lager dan de gemiddelde hellingshoek van 0,51% die in 2009 werd gemeten. Dit betekent dat de instandhouding van dit ecotoop in Clara bog West wordt bedreigd.

Door ecotoopkaarten van verschillende jaren te vergelijken kunnen veranderingen in ecotopen worden vastgesteld. In Figuur 8.57 is aangegeven waar de natte ecotopen zijn toegenomen sinds 1999, dit is vooral in het Noordoostelijke deel van Clara bog West. Dit is zeer waarschijnlijk het resultaat van het afdammen van sloten in het gebied waardoor lokaal natte situaties zijn ontstaan (Streefkerk *et al.* 2012). Het ecotoop Central is echter over het geheel afgenomen (Figuur 8.57 links). In 2002 is door een brand het noordelijke en noordoostelijke deel van Clara West aangetast. Deze brand is waarschijnlijk de oorzaak voor de afname van natte ecotopen in het noordelijke deel (Streefkerk *et al.* 2012). Het verdwijnen van natte ecotopen in de andere delen is waarschijnlijk het gevolg van inklinking. De oppervlakte met Afvoerlaagte (*Active flush*) is ongeveer gelijk gebleven, wat indiceert dat er veranderingen zijn in de hellingshoek en daar zijn de ecotopen Central en Sub-centraal zeer gevoelig voor.



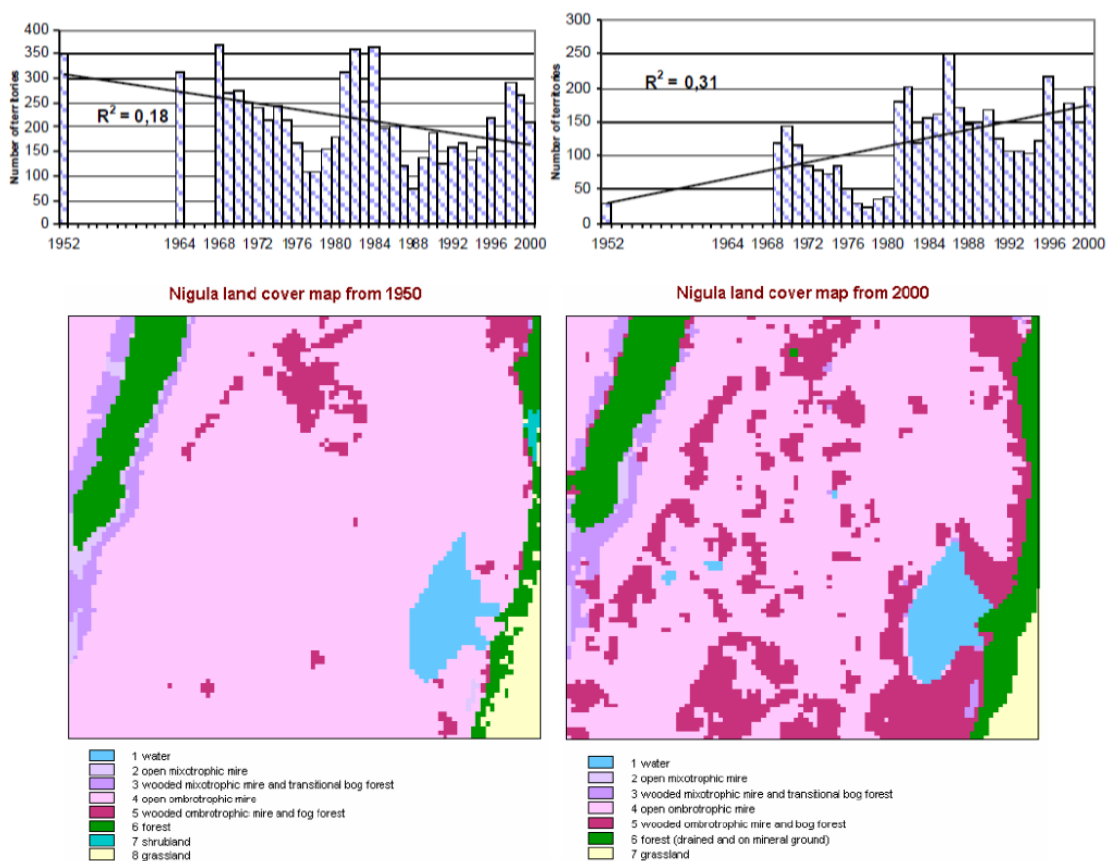
**Figuur 8.56. Kaart met de hellingshoek (%) op Clara bog West in 2009. Streefkerk *et al.* (2012).**

**Figure 8.56. Map indicating the slope gradients (%) on Clara West bog in 2009. Source: Streefkerk *et al.* (2012).**



**Figuur 8.57.** Delen van Clara bog West waar natte ecotopen tussen 1991 en 2009 zijn verdwenen (links) of zijn toegenomen (rechts). Let op: op beide kaarten is in bruin deze verandering aangegeven. Streefkerk *et al.* (2012).

Figure 8.57. Area of the Clara West raised bog where 'wet' ecotope has disappeared (left) and increased (right) since 1991. Source: Streefkerk *et al.* (2012).



**Figuur 8.58.** Ontwikkeling van broedvogels van open landschap (links) en dendrofiële zangvogels (rechts) in het hoogveenreservaat Nigula (Estland). Daaronder kaarten van ecotopen in het middendeel van het hoogveenreservaat in 1950 en 2000, die een afname in de oppervlakte open hoogveen en een toename van bomen laten zien (Bron: Aaviksoo & Leivits 2001).

Figure 8:58. Development of breeding birds of open landscape (left) and dendrophylous songbirds (right) in the raised bog reserve Nigula (Estonia). Below maps of ecotopes in the central part of the bog reserve in 1950 and 2000, showing a decline in the area of open bog and an increase of trees (Source: Aaviksoo & Leivits 2001).



#### **8.6.8 Veranderingen in bos en avifauna (Nigula, Estland)**

Langjarige en consequente monitoringsreeksen van meerdere aspecten en soorten bieden de mogelijkheid om ontwikkelingen te verklaren die zich gedurende een langere tijdsperiode afspelen. Een voorbeeld daarvan is de broedvogelmonitoring in het hoogveenreservaat Nigula (Estland). De over lange tijd (1952-2000) gesignaleerde afname van vogelsoorten van open hoogveen, zoals Goudplevier, en de toename van 'dendrofiele' zangvogels is op zichzelf begrijpelijk. Door deze trends (met behoorlijke fluctuatie door de jaren heen) te leggen naast informatie over de bedekking van bomen in het hoogveen wordt nog beter inzichtelijk waar de knelpunten optreden. Dit kan een duidelijk aanwezig geven voor eventuele ingrepen in het beheer (aanpak verdroging; eventueel intern beheer, al zal dit voor de betreffende situatie in Nigula niet voor de hand liggen), benodigde actie in het beleid (bijv. aanpak stikstofemissie of verdroging), of het op basis van argumenten bijstellen van doelstellingen.

#### **8.6.9 Belangrijkste adviezen monitoring vegetatie en fauna**

Aangezien monitoring een cruciaal onderdeel is in het beleid en beheer, zoals voor het Natuurnetwerk, Natura2000 en PAS, is het van belang dat dit goed en consequent wordt uitgevoerd. Uit onder andere de externe audit van het Bargerveen blijkt dat de vegetatiemonitoring, zeker in het verleden, niet altijd goed gegaan is.

Het is nuttig dat een standaardwerkwijze is ontwikkeld voor de monitoring van Natura 2000, PAS en het Natuurnetwerk. Daarbij wordt per habitattype gewerkt met een selectie van typische soorten of kwaliteitssoorten. Wanneer in een gebied gradiënten aanwezig zijn of ontwikkeld worden en in het geval andere niet geselecteerde maar wel kenmerkende en kwetsbare soorten voorkomen (bijv. Veenmosorchis, Veenhooibeestje, Spiegeldikkopje, Veenmier, Speerwaterjuffer, Turfloopkever of watermacrofaunasoorten), is het aan te bevelen aanvullende soorten in de monitoring mee te nemen. Gewenste ontwikkelingen van gradiënten, of juist afname van kwetsbare soorten worden onvoldoende gesignaleerd wanneer volstaan wordt met de landelijke selectie van soorten voor het habitat- of beheertype hoogveen.

Hieronder volgen enkele adviezen over de monitoring van de vegetatie en fauna:

- De monitoring van vegetatie en fauna moet afgestemd zijn op het doel en bruikbaar zijn om het bereiken van het doel te evalueren.
- De eenmaal gekozen monitoringsmethodiek (denk aan vegetatieclassificering) niet meer veranderen om onvergelykbaarheid van gegevens te voorkomen. Indien dit noodzakelijk wordt geacht, kan wel een aanvulling op de methodiek plaatsvinden.
- Gewenste ontwikkelingen van gradiënten, of afname van kwetsbare soorten worden onvoldoende gesignaleerd wanneer volstaan wordt met de landelijke selectie van typische- of kwaliteitssoorten voor het habitat- of beheertype hoogveen. In die gevallen is het belangrijk de betreffende kwetsbare soorten of goede indicatoren voor gradiënten mee te nemen in de monitoring.
- Geselecteerde monitoringslocaties (bijvoorbeeld permanente kwadraten) moeten representatief zijn voor het gebied en de variatie binnen het gebied goed in kaart brengen (bijvoorbeeld door toepassing van raaien).
- De monitoringsfrequentie moet aangepast worden op de snelheid van veranderingen. Direct na het uitvoeren van maatregelen moet dus frequenter (eens per 6 jaar is dan onvoldoende) worden gemonitord, dan op de langere termijn. Dit is ook noodzakelijk om tijdig te kunnen bijsturen.
- Een eenduidige vegetatietypologie is essentieel, waarbij duidelijk onderscheid wordt gemaakt tussen Actief hoogveen (zie opgestelde criteria Jansen *et al.* 2013c) en Veenmosrijke heide.
- Bultvormende veenmossen zijn functioneel cruciaal voor een hoogveen. Het is belangrijk om de verspreiding van enkele eenvoudig herkenbare bultvormende veenmossen (Hoogveen-veenmos, Rood veenmos en Wrattig veenmos) te monitoren.

In aanvulling hierop de verspreiding van andere kenmerkende soorten als Beenbreek, Witte snavelbies, Ronde zonnedaauw, Kleine veenbes en Lavendelhei monitoren.

- Een afname van ongewenste of niet karakteristieke soorten (bijvoorbeeld Pijpenstrootje of Struikhei)
- Vegetatiemonitoring moet door specialisten uitgevoerd worden, die een goede soortenkennis, ook van veenmossen, hebben.
- De monitoringsgegevens moet direct uitgewerkt en gebruikt worden, ze zijn niet verzameld om in een la te verdwijnen (en in het ergste geval zoek te raken).

# 9 Ecosysteemdiensten

## 9.1 Inleiding

Natuurontwikkelingsprojecten worden steeds vaker bekostigd uit meerdere financieringsbronnen. Om deze bronnen aan te kunnen spreken is inzicht nodig in de mogelijke opbrengsten van natuurherstelprojecten, c.q. ecosysteemdiensten. Hierbij wordt vaak onderscheid gemaakt in vier typen ecosysteemdiensten, namelijk (UK National Ecosystem Assessment 2011, Melman *et al.* 2010):

- Productiediensten; dit zijn producten die uit ecosystemen kunnen worden gewonnen, zoals voedsel, hout en zoet water.
- Regulerende diensten; dit zijn processen die in ecosystemen verlopen en waar de omgeving van mee profiteert, zoals plaagbestrijding, bestuiving, waterzuivering, voorraadvorming van water, waterberging en koolstofvastlegging
- Culturele diensten; dit zijn immateriele diensten uit ecosystemen, zoals recreatie, gezondheid, bodemarchief/cultuurhistorie en inspiratie/esthetisch/religieus/educatie..
- Ondersteunende diensten; dit zijn diensten die noodzakelijk zijn voor de productie van alle andere ecosysteemdiensten, zoals nutriëntenkringloop, bodemvorming, primaire productie en biodiversiteit.

In de volgende paragrafen wordt de haalbaarheid en effectiviteit van een aantal voor het hoogveenlandschap kansrijke diensten beschreven.

## 9.2 Waterberging

### 9.2.1 Hoogveenkern

Berging van extern water in de hoogveenkern is vanwege de vaak onvoldoende waterkwaliteit door agrarische beïnvloeding uitgesloten. De mogelijkheden voor waterberging in de hoogveenkern zijn daarmee beperkt tot het vasthouden van wateroverschotten in de hoogveenkern zelf. De mogelijkheden worden verder beperkt door de slechte tolerantie van veel veenmossoorten voor inundatie en het streven naar een stabiele waterstand. Hierdoor zijn de toegestane peilschommelingen in de hoogveenkern beperkt en is er in termen van volumes weinig ruimte voor waterberging in de kern.

De mogelijkheden voor waterberging die er in de Nederlandse hoogveengebieden zijn, zijn waarschijnlijk voor een groot deel reeds uitgenut, aangezien ook voor het herstel van de hoogveenkern het vasthouden van gebiedseigen water van cruciaal belang is. Mogelijk dat met verder compartimenteren, de aanleg van knijpstuwen of regelbare stuwen en het aanleggen van slenken extra ruimte voor waterberging in hoogveenkernen kan worden gerealiseerd. De bijdrage aan het oplossen van wateroverlast in de omgeving zal echter beperkt zijn, omdat hoogveenkernen in tijden van wateroverlast zelf ook vrijwel geheel waterverzadigd zijn, en daardoor neerslag zeer snel als oppervlaktewater afvoeren (zie bijv. Beekman 2015).

### 9.2.2 Bufferzone

In bufferzones met open water zijn grotere peilschommelingen dan in de hoogveenkern mogelijk, zonder dat daarmee de bufferende werking wordt aangetast. Deze peilschommelingen worden enerzijds begrensd door de waterstanden in de veenkern en de hoogte van kades of stuwen, aangezien het water uit de bufferzone niet de hoogveenkern in mag stromen. Anderzijds dient de waterstand in de bufferzone voldoende hoog te zijn om

verlagingseffecten uit de omgeving voldoende te dempen. Daarom bieden bufferzones in principe (per oppervlakte eenheid) meer ruimte voor waterberging dan hoogveenkernen.

Ook de eisen ten aanzien van de waterkwaliteit zijn vaak minder streng dan die voor de hoogveenkern, zodat wellicht ook extern water in bufferzones geborgen kan worden. Met de aanvoer van intern of extern water naar de bufferzone, zal tevens de effectiviteit van de bufferzone verbeteren, aangezien deze langer watervoerend blijft. Voorwaarde is dat het peil in de bufferzone lager is dan die in het reservaat zelf, zodat het aangevoerde water, dat vaak een onvoldoende waterkwaliteit heeft, niet de hoogveenkern in kan stromen. Tevens dient afgewogen te worden of de gevolgen op de waterkwaliteit van de bufferzone opwegen tegen eventuele doelen voor natuurontwikkeling in de bufferzone zelf. Indien bijvoorbeeld in de bufferzone een verschrallingsbeheer wordt gevoerd, kan namelijk een deel van het effect van deze maatregel verloren gaan door de aanvoer van agrarisch beïnvloed oppervlaktewater. Bovendien vereist de inzet van bufferzones als bergingsgebied een aantal waterhuishoudkundige investeringen om het water naar de bufferzone te transporteren, zoals een gemaal (indien het hoogveen hoger ligt dan het oppervlaktewater), of een inlaatwerk (indien het oppervlaktewater hoger ligt dan het hoogveen).

Omdat bufferzones lager liggen dan de hoogveenkern, kunnen ze, waterhuishoudkundig bezien, wellicht effectief ingezet worden om een deel van het wateroverschot uit de hoogveenkern te bergen. Dit wordt bijvoorbeeld aan de noordkant van het Bargerveen reeds gedaan. Uitstromend water uit het reservaat wordt in het natte seizoen niet afgevoerd, maar opgevangen in een reservoir langs de noordrand van het reservaat (Figuur 9.2). Op deze manier draagt een hoogveenreservaat niet bij aan de maatgevende afvoer van de watergangen, zodat met een kleinere ontwerpnorm voor waterlopen in het omringende gebied kon worden volstaan.

De inzet van bufferzones voor waterberging heeft als consequentie dat het gebied, en daarmee eventueel aanwezige fiets- of wandelpaden, geregeld of permanent onder water staan. Dit gaat ten koste van eventuele recreatieve functies. In het geval door waterberging tijdelijke wateren ontstaan in de periode dat steekmuggen actief zijn en hun larvale ontwikkeling doormaken, kan het tevens tot muggenoverlast leiden. Een peilverhoging van een bestaand permanent water zal dit risico niet met zich meebrengen. Het waterregime kan tevens consequenties hebben voor andere functies, zoals biodiversiteit (paragraaf 9.3) en voedsel- en biomassaproductie (paragraaf 9.4).

## 9.3 Biodiversiteit

Behoud of ontwikkeling van biodiversiteit is een ecosysteemdienst die inherent is aan de opgave voor herstel van levende hoogvenen. Daarom wordt deze ecosysteemdienst enkel beschreven voor bufferzones die zijn of worden ingericht ten behoeve van het herstel van de hoogveenkern.

De ontwikkeling van nieuwe natuur in bufferzones kan een bijdrage leveren aan het verbinden van de hoogveenkern met nabijgelegen natuurgebieden. Hiermee wordt bijgedragen aan het herstel van completere en samenhangende hoogveen- en nat-zandlandschappen. Voor de fauna is het herstel van zo'n gradiënt met bijbehorende heterogeniteit van groot belang (Van Duinen *et al.* 2006, Verberk 2008). Welke biodiversiteit tot ontwikkeling kan komen, is afhankelijk van de geohydrologische situatie, het voegere gebruik (bijv. bemesting van landbouwpercelen), inrichtingsmaatregelen en het beheer van de bufferzone (zie hiervoor Hoofdstuk 6). Daarnaast kan de nieuwe natuur zelf een bijdrage leveren aan de biodiversiteit van het landschap. In de plannen voor de inrichting van een bufferzone rond de Peelvenen, bijvoorbeeld, wordt de ontwikkeling van voedselrijke moerassen (Rietmoeras of grote zegge-moeras) met Berkenbroekbos verwacht (mRO bv 2013), indien daar niet actief verschraald wordt.

Uit een inventarisatie van natuurwaarden in de planzone van bufferzones rond de Engbertsdijksvennen maakt Buro Bakker (2015) op dat de inrichting van bufferzones ook kan

leiden tot plaatselijke achteruitgang van de aanwezige natuurwaarden. De auteurs stellen dat de kwaliteit van het leefgebied van een aantal vogels (waaronder Kraanvogel, Veldleeuwerik en Havik), zoogdieren (waaronder Das en diverse vleermuizen) en amfibieën (Heikikker en Poelkikker) in de in te richten bufferzone achteruit kan gaan, of zelfs verloren kan gaan. Dit raakt aan doelstellingen voor gebieden en beleidskeuzes en hoe de betekenis van de netto bijdrage van de inrichting van bufferzones rond hoogveenkenren aan de ecosysteemdienst biodiversiteit gewaardeerd kan worden. Zo bieden enkele van de bufferzones rondom het Fochteloërveen een belangrijk habitat voor Veldleeuweriken, terwijl Kraanvogels in dit gebied van zowel de hoogveenkern als delen van de bufferzones gebruik maken om te broeden en van zowel bufferzones als landbouwpercelen om te foerageren (med. M. Snip). Een benadering van dit vraagstuk op gebiedsniveau is derhalve zeer aan te bevelen, boven een benadering op de schaal van enkele percelen en het natuurreservaat afzonderlijk. Daarbij zal ook meegewogen moeten worden welke functies het hoogveenrestant zelf en de toekomstige situatie van de bufferzone vervullen voor soorten. Er zal per situatie een afgewogen keuze voor de inrichting en het beheer gemaakt moeten worden.

## 9.4 Watervoorziening

In hoogveen in natuurlijke ligging bestaat 95-96% van het volume uit water. Het is dus verleidelijk, hoogvenen als een potentiële bron van water te zien. Dit is een misverstand. Men kan veenbodems zien als waterreservoirs, maar water maakt een integraal onderdeel van die bodems uit. Onttrekking van water in vloeibare vorm aan veen, gesteld dat dit op een gemakkelijke wijze zou kunnen, veroorzaakt een onomkeerbare volumevermindering, verandering van eigenschappen en verandering van het reliëf in veengebieden. Voor op veen gebaseerde ecosystemen zou dit desastreus zijn.

Doordat de wegzijging uit hoogvenen in principe gering is, is de vorming van grondwater in de minerale ondergrond van een hoogveen dat ook. De oppervlakkige afstroming is wel groot, omdat de verdamping van hoogvenen ongeveer op het niveau van de referentieverdamping ligt. Die afstroming van water kan worden opgevangen in reservoirs die tegelijk de functie van bufferzone voor het veen en/of buffer voor het af te voeren water vervullen (zie paragraaf 9.2). Met deze aanpak worden de watergangen in het aangrenzende gebied niet zwaarder, maar wel langer met wateroverschotten uit het hoogveen belast, als wanneer ze alleen het eigen gebiedswater zouden afvoeren.

Voor het herbestemmen van het wateroverschot aan deze of andere functies gelden de volgende aandachtspunten.

Ten eerste is een belangrijke voorwaarde voor het herbestemmen van wateroverschotten, dat dit niet ten koste gaat van het hydrologisch herstel. Een van de aspecten die hierbij speelt is dat de grondwaterverliezen naar het onderliggende watervoerende pakket beperkt moeten zijn. Voor een levend hoogveen wordt algemeen aangenomen dat de wegzijgingsflux kleiner dan 40 mm/jaar moet zijn. Slechts in een beperkt deel van het Nederlandse areaal aan hoogveenrestanten wordt thans aan dit criterium voldaan. Hoogvenen kunnen hierdoor enkel bijdragen aan de watervoorziening ten behoeve van functies in het omliggende gebied indien het 'oogsten' van het water geen gevolgen heeft voor de waterbalans van het gebied. Daarom zijn alleen einde-systeem-methodes inzetbaar. Dit houdt in dat alleen de wateroverschotten uit het gebied ingenomen kunnen worden voor hergebruik, zonder dat daarbij de stijghoogten binnen de invloedssfeer van het reservaat worden verlaagd.

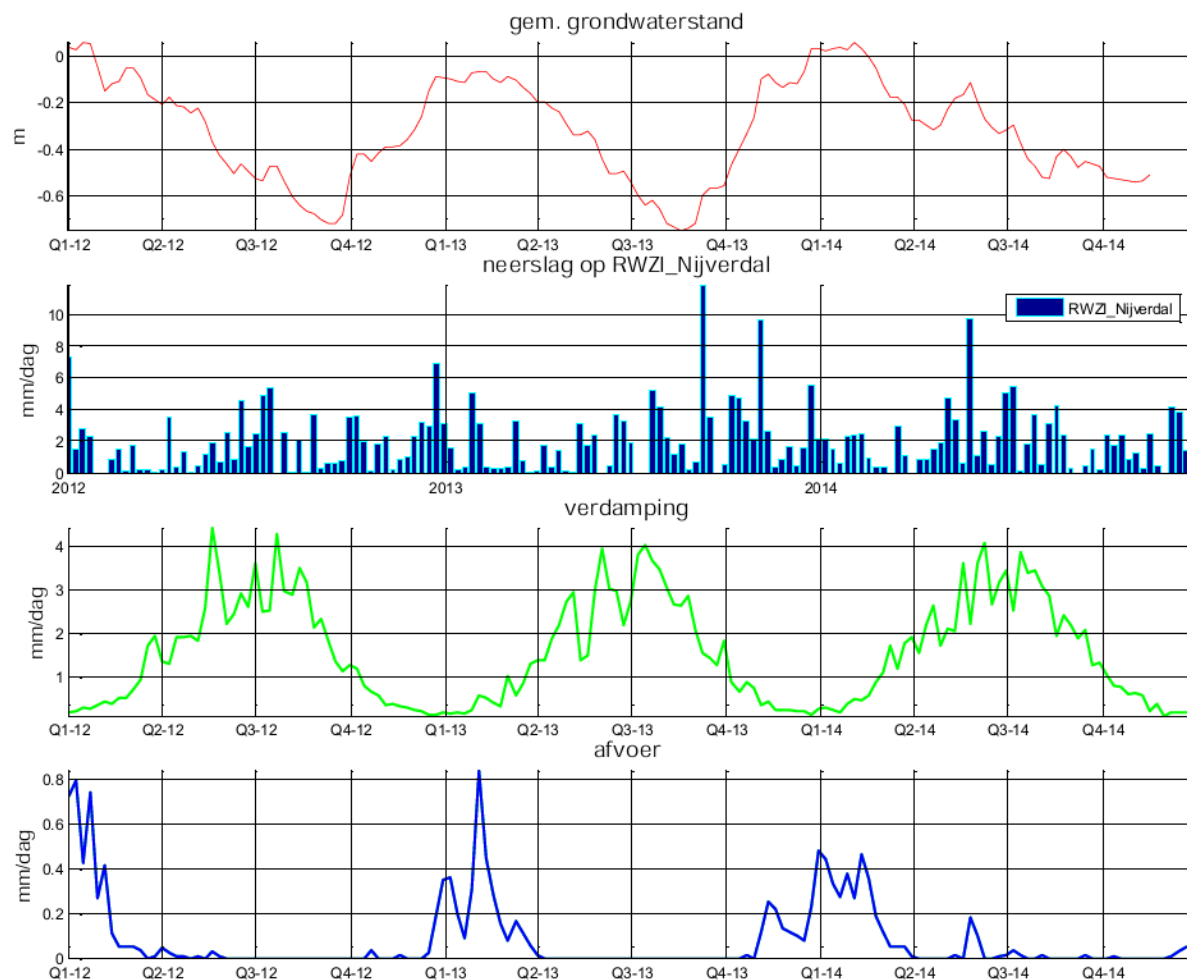
Een tweede aandachtspunt is dat het wateroverschot uit hoogvenen alleen in de vorm van kwel of in de vorm van oppervlaktewaterafvoer beschikbaar is. Kwel is een vrij constante bron van water, die permanent beschikbaar is. Echter, de hoeveelheden water die via kwel beschikbaar komen voor herbestemming zijn normaal gesproken klein, als we uitgaan van de beperkte wegzijging door een hoogveenpakket (ordegrootte 40 mm/jaar) en het feit dat



afvoer vanuit hoogvenen als oppervlaktewater gewoonlijk het gebied verlaat via watergangen en niet in de randzone of lagg inzijgt. Daarnaast komt het kwelwater verspreid over een groot gebied aan de oppervlakte, zodat het wateroverschot nauwelijks relevant is. Het water kan alleen ten goede komen aan de omgeving door het oppervlaktewatersysteem continue te voeden.

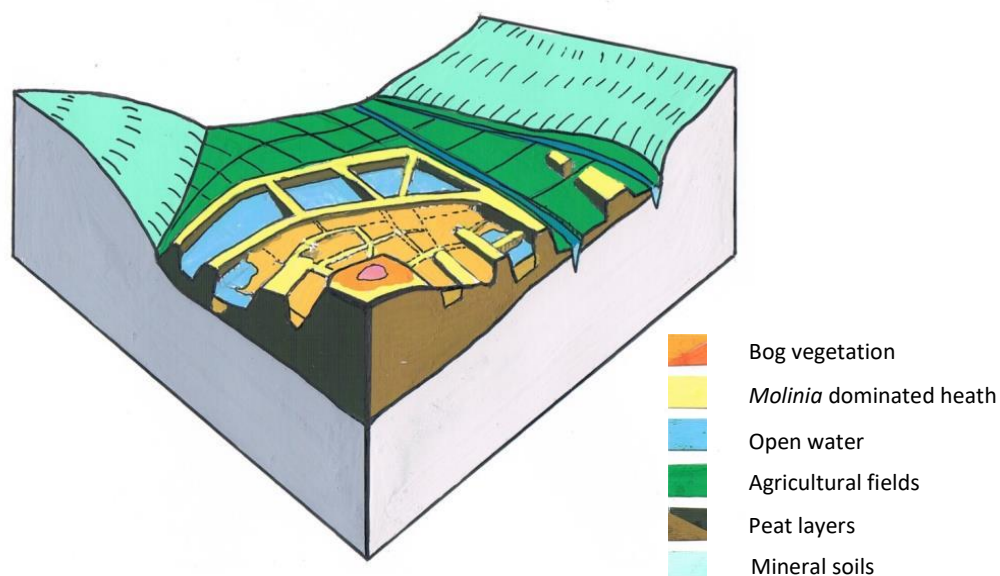
Het grootste deel van het neerslagoverschot uit hoogvenen komt als oppervlaktewater beschikbaar. De afvoer van oppervlaktewater in de tijd verloopt echter niet gelijkmatig, maar is eerder pulserend te noemen. Dit komt omdat in tijden van neerslagtekort het hoogveen water kwijt raakt, en daarmee inteert op de hoeveelheid water die in het hoogveen is geborgen. Hiermee valt de afvoer van oppervlaktewater stil, en ontstaat ruimte voor de berging van regenwater dat op een later moment valt. Dit regenwater wordt pas weer als oppervlaktewater afgevoerd, nadat de grondwaterstand weer zo'n beetje aan maaiveld staat (zie hoofdstuk 4). Er zijn gevallen bekend waarbij de afvoer van het wateroverschot uit goed functionerende hoogveenkernen pas maanden nadat het neerslagtekort is omgeslagen in een neerslagoverschot op gang komt. Wateroverschotten in hoogvenen komen dus vrijwel alleen in meteorologisch natte perioden voor, die vaak buiten het groeiseizoen optreden (zie Figuur 9.1 voor het voorbeeld Wierdense Veld). Tijdens droge perioden, met een hoge watervraag, komen wateroverschotten nauwelijks voor, omdat eventuele zomerse buien ten goede komen aan het hervullen van de berging in het hoogveen. Hierdoor is sprake van een faseverschil tussen de beschikbaarheid van het wateroverschot en de vraag naar water. Om dit faseverschil zo ver mogelijk te overbruggen, is het vasthouden van water nodig. Dit kan vormgegeven worden door het graven van inunderende slenken, het plaatsen van knijpstuwen en het aanbrengen van waterkerende oevers, zoals gedaan bij het Fochteloërveen (Boer *et al.* 2014, Provincie Drenthe 2015). In dergelijke gevallen komt het wateroverschot geconcentreerd bij een stuw of overlaat beschikbaar, zodat het water hanteerbaar is voor herbestemming.

De inrichting van het Bargerveen is een goed voorbeeld van een in gebruik genomen einde-systeem-methode voor het herbestemmen van het wateroverschot uit een hoogveen. Hiertoe is een bekken rond het Bargerveen aangelegd, waarin overtollig water, dat anders ongebruikt afgevoerd zou worden via het oppervlaktewatersysteem, wordt opgevangen (Figuur 9.2). Deze watervoorraad biedt enerzijds tegendruk tegen waterverliezen uit het hoogveen en kan anderzijds hergebruikt worden voor de watervoorziening van omliggende functies. Oorspronkelijk was de beoogde eindgebruiker de glastuinbouw, maar die is in de regio niet tot ontwikkeling gekomen. De inrichting en het beheer van het bekken is zo ontworpen dat het bekken geen drainerend effect op het veen heeft.



**Figuur 9.1. Gemiddelde grondwaterstand, neerslag, verdamping en afvoer uit het Huurnerveld (Wierdense veld). Bron: Beekman (2015).**

Figure 9.1. Mean groundwaterlevel, precipitation, evapotranspiration and discharge from Huurnerveld (Wierdenseveld). Source: Beekman (2015)

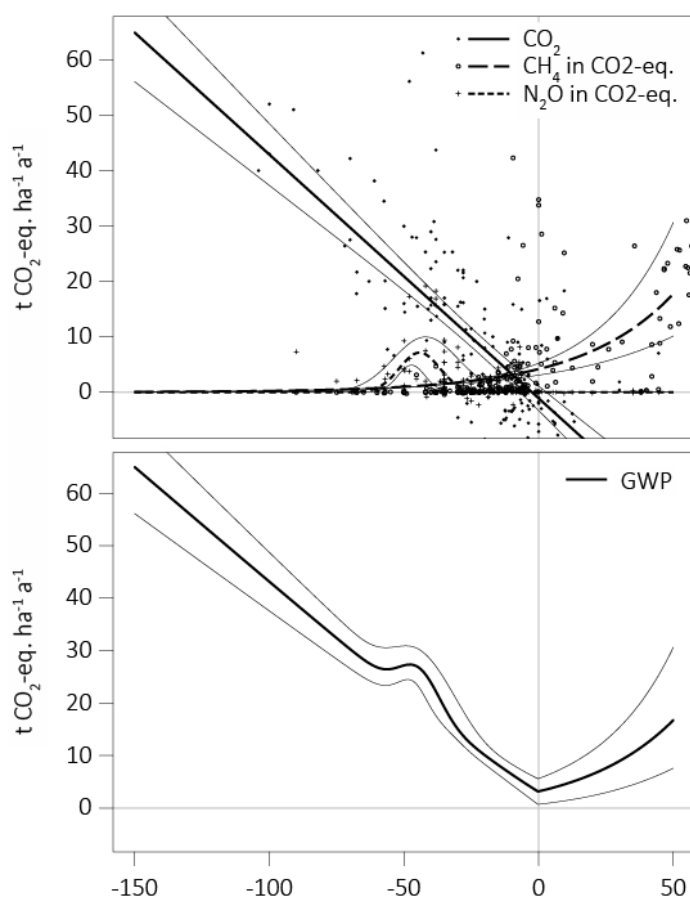


**Figuur 9.2. Bufferzone rond het Bargerveen ingericht met oppervlaktewaterbekkens voor het vasthouden van wateroverschotten uit het hoogveen. Bron: Grootjans *et al.* (2015a).**

Figure 9.2. Bufferzone adjacent to Bargerveen, including surface water reservoirs to store excess water of the bog. Source: Grootjans *et al.* (2015a)

## 9.5 Verlaging broeikasgasemissie

Levende hoogvenen leggen met de opbouw van biomassa en de langzame afbraak daarvan CO<sub>2</sub> uit de atmosfeer vast. In de natte hoogvenen verteert het dode plantenmateriaal slecht en stapelt het zich op tot een veenpakket dat in Nederland tot wel 10 meter dik kon zijn. Door ontwatering, ontginning en turfwinning is een groot deel van de in venen vastgelegde CO<sub>2</sub> weer in de atmosfeer gekomen. Door veenrestanten te vernatten, kan de afbraak van veen en daarmee de uitstoot van CO<sub>2</sub> sterk afnemen. Wanneer de vegetatie zich goed hersteld heeft, kan zelfs weer veenvorming en daarmee vastlegging van CO<sub>2</sub> uit de atmosfeer plaatsvinden. Ook het aanleggen van bufferzones op veengronden die in landbouwkundig gebruik zijn en de daarbij horende vernatting en beëindigen van bemesting kan bijdragen aan het verminderen van de uitstoot van het zeer sterke broeikasgas lachgas. Volgens Schrier-Uijl *et al.* (2013) wordt de uitstoot van lachgas daarmee bijna tot 0 gereduceerd.



**Figuur 9.3 Uitstoot van broeikasgassen (methaan CH<sub>4</sub>, koolstofdioxide CO<sub>2</sub> en lachgas N<sub>2</sub>O) uit veenbodems in relatie tot de gemiddelde waterstand (cm) ten opzichte van maaiveld. De dunne lijnen geven het aannemelijke bereik (minimum en maximum) van emissies aan en de dikke lijnen de gemiddelde uitstoot. In de onderste grafiek is met de zwarte lijn de Global Warming Potential (GWP) weergegeven, als som van de schatwaarden voor de drie gassen (Jurasinski *et al.* 2016).**

**Figure 9.3. Greenhousegas emission (methane, carbondioxide and nitrous oxide) from peat soils in relation to average groundwaterlevel (cm – groundsurface). Thin lines indicate estimated minimum and maximum emissions and thick lines the mean emission. In the lower graph, the black line represents the Global Warming Potential (GWP), defined as the sum of the expected value of the three gases (Jurasinski *et al.* 2016)**

De vermindering van de uitstoot van broeikasgassen door vernatting van venen kan sinds kort als een klimaatontlastende activiteit worden meegeteld, zodat de CO<sub>2</sub>-rechten verhandelbaar worden. Het klimaatverdrag (UNFCCC) is een internationaal verdrag waarmee

landen ernaar streven om de concentraties van broeikasgassen in de atmosfeer te stabiliseren op een niveau waarbij een gevaarlijke verstoring van het klimaatsysteem wordt voorkomen. In het kader van het Kyoto-protocol committeren landen zich tot emissiereductie van vier broeikasgassen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, SF<sub>6</sub>) en verhandelen zij koolstofemissierechten (bijv. EU-Emission Trading System). Carbon-credits en de handel daarin faciliteren de uitwisseling van de vermindering van broeikasgassen tussen twee of meer partijen. CO<sub>2</sub>-reductie bijvoorbeeld kan worden bereikt door het opwekken van windenergie, met minder benzine of hervernatting van gedraineerd veen. Deze daling kan worden verhandeld zo lang de reductie kan worden gecertificeerd en geverifieerd. In Europa organiseert de vrijwillige koolstofmarkt koolstofhandel in sectoren (bijvoorbeeld natuur, landgebruik en landgebruik verandering in het algemeen) die niet zijn opgenomen in het EU-emissiehandelssysteem.

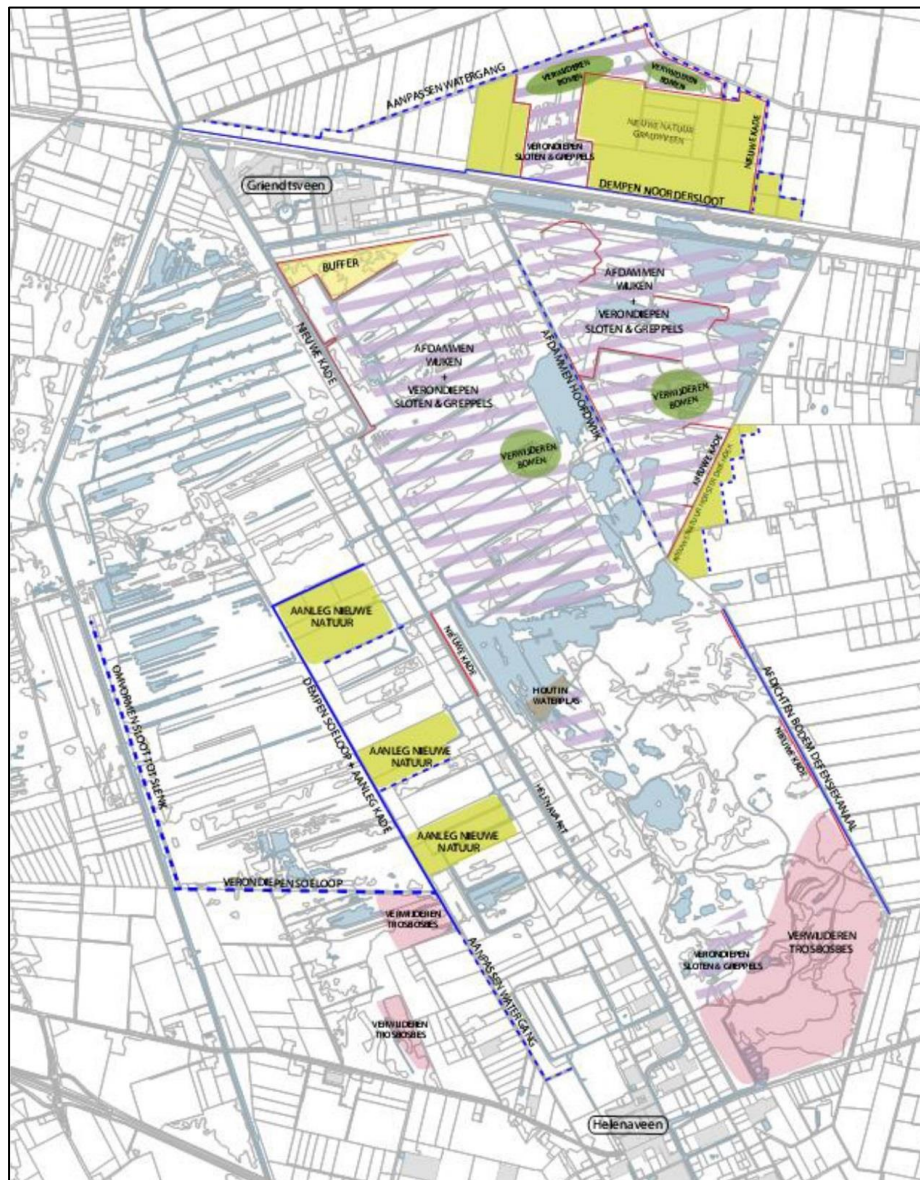
Een belangrijke speler op de vrijwillige koolstofmarkt is de Verified Carbon Standard (VCS). Helaas zijn VCS projecten duur vanwege een onafhankelijke derde partij die de verificatie en validatie uitvoert. In Duitsland is de standaard MoorFutures succesvol, waarbij carbon-credits afkomstig zijn van regionale hervernattingen van veengebieden (regionale nichemarkt). De MoorFuture standaard volgt de VCS standaard en integreert nationale wetten en milieumonitoring. De MoorFuture standaard maakt gebruik van een conservatieve benadering voor het schatten van de fluxen van broeikasgassen op basis van Greenhouse gas Emission Site Types (GESTs; Couwenberg *et al.* 2011). Een aantal veengebieden (10-60 ha groot) zijn vernat en de resulterende carbon-credits worden verkocht voor €35-€67 per ton CO<sub>2</sub>-eq in 2015 (<http://www.moorfutures.de/>). Deze prijzen voor carbon-credits komen goed overeen met economische kosten van de uitstoot van broeikasgassen (€40 per ton CO<sub>2</sub>-eq), maar de gemiddelde prijzen op de vrijwillige koolstofmarkt zijn vaak lager (bijvoorbeeld €20 per ton CO<sub>2</sub>-eq; Klimaatfonds Haaglanden). Hogere prijzen voor carbon-credits uit de hervernatting van veengebieden kunnen echter gerechtvaardigd zijn, wanneer expliciet aanvullende ecosysteemdiensten (bijvoorbeeld waterberging, waterzuivering, biodiversiteit) worden meegenomen. Met het concept van MoorFutures is het mogelijk om een substantieel deel van beheer en/of inrichting van vernattingen te financieren. Een grondige handleiding over carbon-credits en documentatie van projecten met meerdere stakeholders is te vinden in het boek 'Carbon credits from peatland rewetting - Climate - biodiversity - land use' (ed. Tanneberger & Wichtmann 2011).

#### **9.5.1 CASUS: Deurnsche Peel en Mariapeel**

De Deurnsche Peel en Mariapeel is een goed voorbeeld van een te vernatten hoogveengebied ten behoeve van de stimulatie van het herstel van levend hoogveen en met als bijproduct een vermindering van de uitstoot van broeikasgassen. De vernattingmaatregelen bestaan uit (1) het dempen, verondiepen of afdichten van ontwateringsmiddelen, (2) het omvormen van landbouwgronden naar bufferzone, natte onbemeste graslanden of natte natuur en (3) het verwijderen van bomen (Figuur 9.4). Van Duinen *et al.* (2015) berekenden met een GIS-analyse van een bestaande vegetatiekartering en gebruik makend van de GEST-benadering (Couwenberg *et al.* 2011) de emissiereductie van broeikasgassen als gevolg van deze vernattingmaatregelen. In Figuur 9-5 staat een kaart met een inschatting van de afname van de emissies voor CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O in 2040 ten opzichte van de huidige situatie na uitvoering van de vernattingmaatregelen, gebaseerd op verwachte ontwikkelingen in de waterstand en vegetatiesamenstelling. In de donker groene delen in het noorden en groene delen centraal in het gebied, is de verwachting dat de emissie van broeikasgassen het sterkst zal worden gereduceerd. Dit betreffen voormalige landbouwgebieden waar het stopzetten van de bemesting zal resulteren in een sterke afname van de emissie van lachgas (N<sub>2</sub>O). Ook in delen van het hoogveenreservaat is de verwachting dat de emissie van broeikasgassen zal afnemen (licht groene en gele delen), dit is het resultaat van de verwachtte afname van de veenaafbraak onder droge condities en/of een toename van koolstofvastlegging door veenmossen.

De auteurs concluderen dat de vernattingmaatregelen in de toekomst zullen leiden tot een afname van de uitstoot van broeikasgassen van 5.000 tot 10.000 ton CO<sub>2</sub>-equivalenten per jaar (20 tot 40% van de huidige uitstoot). Uitgaande van de Duitse MoorFutures-standaard

(35 tot 67 euro per ton CO<sub>2</sub>-equivalenten) is deze nevenopbrengst voor een bedrag van 175 tot 670 k€/jaar verhandelbaar. Uit deze opbrengst kan in potentie een aanzienlijk deel van de beheer- en inrichtingskosten van het herstelproject bekostigd worden.



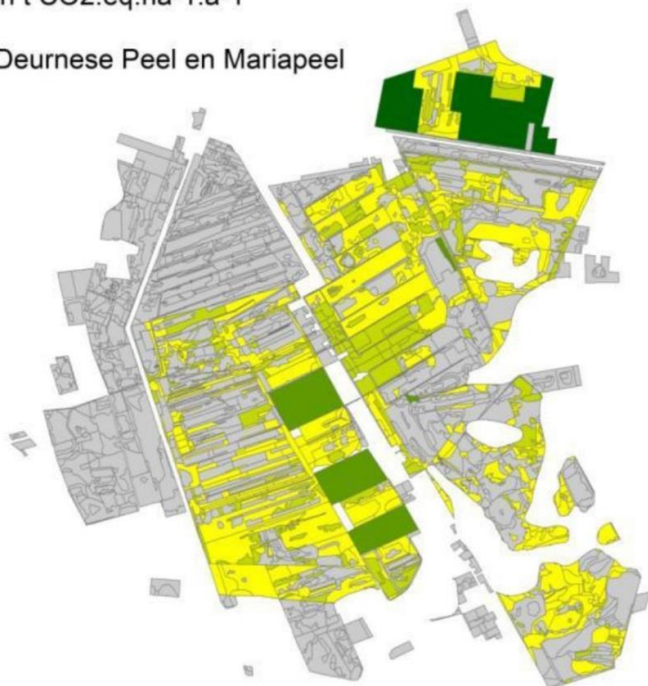
**Figuur 9.4. Maatregelen ten behoeve van hoogveenherstel in de Deurnsche Peel en Mariapeel in het kader van het LIFE+-project. Bron: Van Duinen *et al.* (2015).**

Figure 9.4. Measures for bog regeneration in Deurnsche Peel en Mariapeel, which were implemented as part of the LIFE+project. Van Duinen *et al.* (2015)



Change in Global Warming Potential in 2040  
in t CO<sub>2</sub>.eq.ha-1.a-1

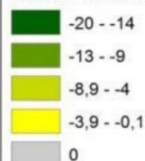
Deurnese Peel en Mariapeel



Stichting  
Borgerveen  
for ecosystem restoration

#### Legenda

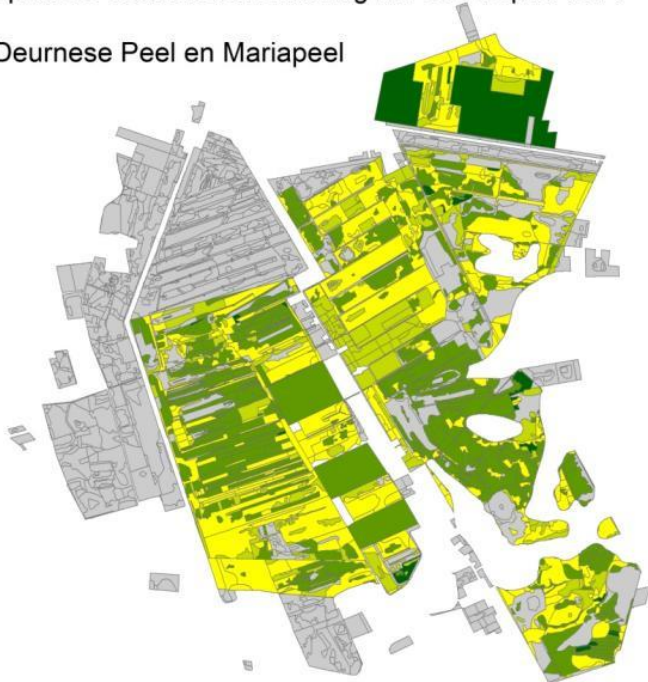
##### Global Warming Potential



0 500 1.000 1.500 2.000 Meters

Change in Global Warming Potential in 2040 bij een  
optimale veenmosontwikkeling in t CO<sub>2</sub>.eq.ha-1.a-1

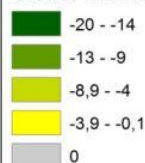
Deurnese Peel en Mariapeel



Stichting  
Borgerveen  
for ecosystem restoration

#### Legenda

##### Global Warming Potential



0 500 1.000 1.500 2.000 Meters

**Figuur 9.5. Inschatting van de afname van de emissie voor CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O (in t CO<sub>2</sub>-eq/ha/jaar) in 2040 ten opzichte van de huidige situatie na uitvoering van de vernattingsmaatregelen, gebaseerd op verwachte ontwikkelingen in de waterstand en vegetatiesamenstelling (boven) en in het geval een optimale ontwikkeling van door veenmossen gedomineerde veenvormende vegetatie optreedt op de daarvoor potentieel geschikte locaties (onder). Bron: van Duinen *et al.* (2015).**

Figure 9.5. Assessment of the reduction of greenhouse gas emission (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O. in t CO<sub>2</sub>-eq/ha/year) in 2040 compared to current situation after implementation of rewetting measures, based on expected changes in groundwater level and vegetation composition (upper plot) and in case of optimal development of peat forming vegetation dominated by peat mosses on potentially suitable locations (lower plot). Van Duinen *et al.* (2015)



### 9.5.2 Koolstofvastlegging na vernattingsmaatregelen

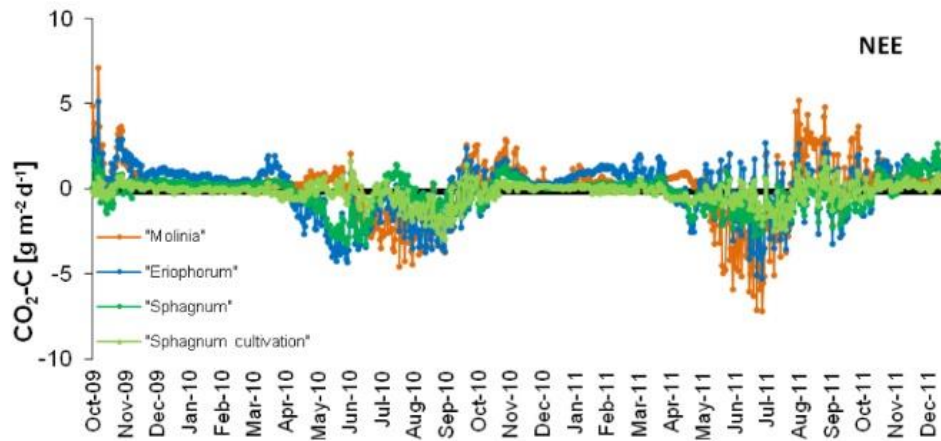
Er zijn diverse studies waar gekeken is naar het effect van vernatting van hoogvenen op de koolstofvastlegging. Tuittila *et al.* (1999) vonden al een netto koolstofvastlegging in een Fins hoogveen tijdens het groeiseizoen 3 jaar na herstel. Dit is in contrast met het onderzoek van Yli-Pëtays *et al.* (2007) waar 50 jaar na herstel nog steeds sprake was van koolstofemissie, waarschijnlijk vanwege de lage productiviteit van de vegetatie. Uit metingen in de Zwitserse Jura blijkt dat het meer dan 50 jaar kan duren voordat koolstofvastlegging is hersteld (Samaratani *et al.* 2011). Waddington *et al.* (2010) beschreven dat een hersteld hoogveen in Canada (Quebec) 6-10 jaar na restauratie weer netto koolstof gaat vastleggen. Strack & Zuback (2013) vonden in Canada dat 10 jaar na vernatten de koolstofverliezen uit het herstelde hoogveen vergelijkbaar waren met natuurlijke hoogvenen en daarmee beduidend lager dan van niet-herstelde hoogvenen.

Recentelijk is in Noordwest Duitsland de jaarlijkse broeikasgasbalans (GHG) van een drietal vegetatietypen (heide, veenmos/veenpluis en pijpenstrootje gedomineerd) in een vernat hoogveenrestant (Himmelmoor) onderzocht (Vanselow-Algan *et al.* 2015). De vernatting is 30 jaar geleden gerealiseerd en de vraag is of er voldoende herstel heeft plaatsgevonden dat het veenrestant zich van een koolstofbron tot een koolstofopslag heeft ontwikkeld. Alle drie vegetatietypen blijken nog een netto CO<sub>2</sub>-bron te zijn. Op basis van de emissies van CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O is de jaarlijkse broeikasgasbalans opgesteld en deze varieerde van 25 tot 53 tCO<sub>2</sub>-eq/ha/jaar. Dit werd in belangrijke mate veroorzaakt door de hoge methaanemissies, vooral op de locatie die gedomineerd wordt door Pijpenstrootje. Volgens Vanselow-Algan e.a. (2015) heeft dit zeer waarschijnlijk te maken met de sterke fluctuatie in de waterstand, het type restveen (bonkaarde) en het bij inundatie eenvoudig naar de atmosfeer ontsnappen van methaangas dat gevormd wordt bij de afbraak van het eenvoudig afbreekbare strooisel van Pijpenstrootje.

De door Vanselow-Algan *et al.* (2015) gepubliceerde emissiewaarden vertonen een grote spreiding, en zijn veel hoger dan het algemene beeld van emissiemetingen van hoogvenen en ook veel hoger dan in vergelijkbare vegetaties elders is gemeten (mededeling J. Couwenberg op basis van review van meetgegevens voor de GEST-database). Bij de inschatting van de effecten van de maatregelen in de Deurnsche Peel en Mariapeel is voor Pijpenstrootjevegetaties uitgegaan van een emissie van 7,5 tot 12,5 tCO<sub>2</sub>-eq/ha/jaar, op basis van deze GEST-database. Gezien het grote aandeel door Pijpenstrootje gedomineerde vegetaties in Nederlandse hoogveenrestanten, is het belangrijk voor een goede inschatting van de broeikasgasbalans dat hiervan meer metingen beschikbaar komen en duidelijk wordt in hoeverre het strooisel van Pijpenstrootje in Nederlandse situaties (met hoge stikstofdepositie en eventuele effecten van vroegere inlaat van gebiedsvreemd water) inderdaad tot veel hogere emissie leidt dan elders meestal zijn gemeten en welke rol waterstandsfluctuatie daarbij speelt.

### 9.5.3 Broeikasgasbalans veenmosteelt

Beyer & Höper (2015) hebben in Noordwest Duitsland in drie vernatte hoogveenrestanten (in een gradiënt van droog naar nat) en een veenmosakker (op voormalig landbouwgebied) onderzoek gedaan naar de broeikasgasbalans. De netto CO<sub>2</sub>-uitwisseling tussen het veensysteem en de atmosfeer (Net Ecosystem Exchange, NEE) was afhankelijk van het klimaat, waterstanden en vegetatie (Figuur 9.6). In de veenmosteelt werd netto CO<sub>2</sub> vastgelegd (een C-sink). De emissie van methaan was hoog in de natste hoogveenrestanten en lager in de droge en de veenmosteelt. De broeikasbalans varieerde voor de drie vernatte venen van -100 (netto vastlegging) tot +270 g CO<sub>2</sub>-eq/m<sup>2</sup>/jaar (netto emissie) en was voor de veenmosteelt -295 g CO<sub>2</sub>-eq/m<sup>2</sup>/jaar (netto vastlegging). De conclusie van de auteurs is dat binnen 30 jaar na vernatting in veenrestanten weer veenvorming kan optreden met een netto vastlegging van koolstof en dat veenmosteelt een klimaatvriendelijk alternatief is voor het conventionele commerciële gebruik van hoogvenen.



**Figuur 9.6. Dagelijkse netto CO<sub>2</sub> uitwisseling tussen het veensysteem en de atmosfeer (NEE) van de drie vernatte hoogveenrestanten (van droog naar nat: *Sphagnum*, *Eriophorum* en *Molinia*) en de veenmosteelt (*Sphagnum* cultivation). Bron: Beyer & Höper (2015).**

Figure 9.6. Daily gross CO<sub>2</sub>-exchange between peat and atmosphere (NEE) of three rewetted bog remnants (from dry to wet: *Sphagnum*, *Eriophorum* en *Molinia*) and peat moss production (*Sphagnum* cultivation). Beyer & Höper (2015).

## 9.6 Voedsel- en biomassaproductie

### 9.6.1 Hoogveenkernel

Hoogveenkernelen zijn weinig voedselrijk en worden daardoor gekenmerkt door een zeer lage productiviteit. Voedsel- en biomassaproductie in hoogvenen zijn daarom niet rendabel te maken. Uitzondering vormt het oogsten van veenmos, dat als basis kan dienen voor verschillende vermarktbaar producten, zoals voor groene daken (populair in Zuid-Azië) en maquettes, voor de productie van composteerbare verpakkingen of potten, of als grondstof voor substraat voor tuinbouwteelten (Gaudig *et al.* 2014). Volgens Pouliot *et al.* (2015) is het verbouwen van veenmosveen in Canada op grote schaal haalbaar in aangetaste hoogvenen, zonder dat actieve irrigatie nodig is. Wel adviseren deze auteurs verder onderzoek naar verschillende vormen van irrigatie op de samenstelling en structuur van de mosvegetatie.

Gaudig *et al.* (2014) stellen dat paludicultuur als vorm van waardecreatie uit biomassa rendabel is voor hoogwaardige niche-teelten in Duitsland, maar dat substraat voor tuinbouw op basis van witveen thans nog financieel aantrekkelijker is. Vooral *Sphagnum palustre* lijkt goed geschikt om verwerkt te worden tot substraat. Om deze vorm van waardecreatie tot praktijktoepassing te brengen is ontwikkeling van op veenmos gebaseerd substraat en de daarbij behorende teelten noodzakelijk. Daarnaast is de ontwikkeling van technieken nodig om het veenmos op industriële schaal op te kweken en te oogsten. Het verbouwen van veenmos op een dergelijk grote schaal is echter niet gewenst voor hoogveenkernelen, maar is wellicht beter in te passen in bufferzones (zie 9.6.2)

### 9.6.2 Bufferzone

In tegenstelling tot hoogveenkernelen, zijn bufferzones vanwege het agrarische gebruik in het verleden voedselrijk, of worden dat onder invloed van vernatting. Bovendien kunnen bufferzones vaak een grotere grondwaterstanddynamiek aan en is de draagkracht van de bodem vaak groter, zodat oogsten op industriële schaal eerder haalbaar is. Bufferzones bieden hierdoor goede omstandigheden voor het verbouwen en oogsten van snelgroeiende soorten, zoals riet, rietgras, lisdodde, kalmoes, wilgenhout, of vruchten zoals cranberries en de kleine veenbes. Volgens mRO bv (2013) zou ook de teelt van Blauwe bessen (*Vaccinium corymbosum*) in bufferzones mogelijk moeten zijn, aangezien de struiken een hoge grondwaterstand van 30 cm-mv en in de winter zelfs tot maaiveld verdragen en bij deze teelt beperkt meststoffen en bestrijdingsmiddelen worden toegepast. Bij de keuzen van

gewassen dient wel het risico van ongewenste effecten op, en verspreiding naar het hoogveen te worden overwogen. In de Mariapeel en Deurnsche Peel en in het Fochteloërveen heeft Blauw bes zich uitgebreid binnen het hoogveenreservaat en heeft in de Peel duidelijk negatieve effecten op het hoogveen (Klimkowska *et al.* 2013).

Volgens Wichtmann *et al.* (2016) is de teelt van veenmos, dat, zoals eerder vermeld, kan dienen als substraat voor de tuinbouwteelt, goed mogelijk op voormalige agrarische gronden. Op een proefperceel in Duitsland is een vlakdekkend veenmostapijt met een dikte van 5 tot 15 cm ontwikkeld. Het veenmos vereist wel een stabiele waterstand. Continue voorziening van water uit bassins is dus nodig. Wellicht kunnen deze bassins gevoed worden met het water dat uit de hoogveenkern wordt afgevoerd, zodat het wateroverschot uit het veen een goede herbestemming krijgt. Uit de veldproef in Duitsland bleek tevens dat na enkele jaren ook al Veenbes, Lavendelhei en Ronde en Kleine zonnedauw tussen het veenmos groeide en zijn er zeldzame en voor hoogveen kenmerkende spinnensoorten waargenomen (Muster *et al.* 2015). De broeikasgasemissie vanuit deze veenmosteelt was 15 tCO<sub>2</sub>-eq/ha/jaar minder dan vanuit het grasland dat het eerst was (Wichtmann *et al.* 2016). De teelt van veenmos in bufferzones kan dus tevens een bijdrage leveren aan de biodiversiteit van het hoogveenlandschap en reductie van de emissie van broeikasgassen.



**Figuur 9.7. Proefveld met veenmosteelt op voormalige landbouwgrond na het tweede seizoen (Foto: Omke Oudeman; Bron: Minnema 2012).**

**Figure 9.7. Experimental site for peat moss production on an abandoned agricultural field after the second season (Picture Omke Oudeman; Bron: Minnema 2012).**

Voor gebieden waar het water tot boven het maaiveld komt en waar door historisch landbouwkundig gebruik eutrofiering van het opstaande water is te verwachten, is Grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*) een geschikt 'gewas' voor natte landbouw (Smolders & Van Kempen 2015). Kroosvaren is net als andere kroossoorten zeer geschikt voor o.a. de winning van eiwitten. Deze eiwitten zijn bruikbaar in veevoeder, maar ook als grondstof voor humane voeding en voedingssupplementen. De plant in zijn geheel heeft doorgaans gunstige nutriëntenverhoudingen (koolstof:stikstof:fosfor) en de gekweekte *Azolla* kan dan ook prima gebruikt worden als groene meststof. In Aziatische rijstvelden gebeurt dit al heel lang. Uit Nederlandse experimenten is gebleken dat *Azolla* een vervanger voor kunstmest is. De productie van Engels raaigras en maïs op mest van *Azolla* bleek vergelijkbaar met de productie van deze soorten op bodems met kunstmest. Een voordeel van het gebruik van

Azolla als groenbemester is dat er niet alleen nutriënten maar ook organische stof in de bodem wordt gebracht. Dit haakt in op de achteruitgang van het organische stofgehalte van landbouwpercelen, een belangrijke factor die de biologische, chemische en fysische bodemvruchtbaarheid beïnvloedt, waar de laatste jaren steeds meer aandacht voor is.

De inzet van Azolla kan goed samengaan met de ecosysteemdienst waterberging (Smolders *et al.* 2013). Bijkomend voordeel van Azolla is dat hierbij wordt voorkomen dat muggenplagen ontstaan of explosieve groei van blauwalgen optreedt, wat veelvoorkomende problemen zijn bij waterberging op voormalige landbouwgronden. Voor het oogsten van kroos zijn al diverse technieken beschikbaar, zoals het krooswiel of de kroosslurper.

Een bijkomend voordeel van het verbouwen van snelgroeiende soorten in bufferzones is dat het uitmijnen van voormalige landbouwgronden wordt bevorderd (Fritz *et al.* 2014), zodat op de langere termijn hoogwaardigere natuur in de bufferzone kan worden gerealiseerd. Het verbouwen van gewassen op vernalde veenbodems, zoals Rietgras, kan bijdragen aan de netto vastlegging van CO<sub>2</sub> uit de atmosfeer (Karki *et al.* 2015).

Volgens Wichtmann en Köbbing (2015) is er voldoende marktpotentie voor riet met als afzetmarkt dakbedekkers. Thans wordt in West-Europa 85% van de vraag naar riet voor dakbedekking geïmporteerd vanuit Oost- en Zuid-Europa en China. Mogelijk biedt het verbouwen van riet in bufferzones rond hoogvenen een financieel aantrekkelijk alternatief voor het importeren van de dakbedekking. Bovendien zou daarmee door kortere aanvoerlijnen indirect bijgedragen worden aan het verlagen van de CO<sub>2</sub>-voetafdruk van de Nederlandse economie. Met de ontwikkeling van rietkragen ontstaat tevens leefgebied voor diverse moerasvogels en amfibieën.

Het verbouwen van voedsel of biomassa in hoogvenen of de bufferzones daaromheen (paludicultuur) kent een aantal uitdagingen, waaronder de beperkte draagkracht van venige bodems. Schroder *et al.* (2015) wijzen erop dat de ontwikkeling en toepassing van specifieke oogst technieken, logistiek en infrastructuur noodzakelijk zijn om paludicultuur op grotere schaal toepasbaar te maken. Daarnaast kunnen dergelijke teelten leiden tot een toename van de verdamping, zodat een deel van de gerealiseerde grondwaterstandverhoging door het realiseren van de bufferzone teniet wordt gedaan.

## 9.7 Synthese hoogveenherstel en ecosysteemdiensten

De inrichting van het hoogveenlandschap heeft als primair doel bij te dragen aan het behoud of de ontwikkeling van natuurwaarden in hoogveenkernen en eventuele overgangszones of laggs. Aangezien hoogveenkernen en overgangszones uiterst gevoelig zijn voor invloeden van buitenaf, zoals verdroging door waterhuishoudkundige maatregelen of atmosferische stikstofdepositie als gevolg van intensieve veeteelt, leggen de zwaarwegende natuurdoelen een grote claim op de mogelijkheden voor mede-ruimtegebruik van het hoogveenlandschap. Ze zijn daarmee ook bepalend voor de mogelijkheden voor de ontwikkeling of verzilvering van ecosysteemdiensten. Verstoring van de processen die bepalend zijn voor de ontwikkeling van het hoogveen, zoals de aanvoer van gebiedsvreemd water of berijding van hoogveen met zware machinerie, zijn immers uitgesloten. Desalniettemin zijn er binnen de kaders die het hoogveenherstel stelt diverse mogelijkheden voor waarde creatie uit de volgende ecosysteemdiensten:

- Waterberging, met als waarde dat waterlopen minder gedimensioneerd kunnen worden om ook in de toekomst (bij klimaatverandering) toch te kunnen voldoen aan de ontwerpnormen. Vooral het bergen van wateroverschotten uit de hoogveenkern in een bufferzone is kansrijk, aangezien (1) bufferzones meer ruimte bieden voor waterstandfluctuaties, en (2) de afvoer van wateroverschotten uit hoogveenkernen zeer grillig is.

- Zoetwatervoorziening van de omgeving, met als waarde dat grondwatervoorraden minder aangesproken worden om in de (toekomstige) watervraag te voorzien. Door wateroverschotten uit de hoogveenkern op te vangen in de bufferzone, wordt zowel de effectiviteit van de bufferzone bevorderd, als de tijdsspanne waarvoor zoet water aan de omgeving kan worden geleverd.
- Vastleggen van broeikasgassen, die als CO<sub>2</sub>-rechten verhandelbaar zijn. Om de emissie van broeikasgassen CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O te reduceren, is het stopzetten van bemesting en het verhogen van de grondwaterstand noodzakelijk. De ontwikkeling van veenvormende vegetatie zorgt voor de vastlegging van CO<sub>2</sub> uit de atmosfeer. De ontwikkeling van een veenmosdek draagt sterk bij aan het verhinderen van de emissie van CH<sub>4</sub> vanuit het onderliggende veenpakket.
- Voedsel- en biomassaproductie, vooral de teelt van veenmos of Azolla in bufferzones lijkt gezien de groeimogelijkheden en potentiële afzetmarkt kansrijk. Onderzoek naar de effectiviteit van verschillende teeltmogelijkheden en de omvang van de afzetmarkt is noodzakelijk. De teelt van veenmos vergt echter wel een stabiel waterpeil en dat zal niet goed te combineren zijn met de opvang van water en de waterstandfluctuaties die daarmee samenhangen in grote delen van bufferzones. Ook de teelt van diverse bessen (Cranberries, Kleine veenbes) is in bufferzones kansrijk, en met de opkomst van streekproducten mogelijk financieel aantrekkelijk, maar ook daarbij geldt dat inundatie niet wenselijk is voor de teelt en wellicht wel voor de bufferfunctie. Soorten als riet, lisdodde en wilg zijn wel bestand tegen waterstandfluctuaties met zowel inundatie als droogval.

De mogelijkheden en inrichtingsmaatregelen die nodig zijn voor het realiseren van deze diensten, zijn sterk afhankelijk van de gebiedseigenschappen, zoals de omvang van de hoogveenkern, haar landschappelijke positie en hoogteverschillen. De inrichting en activiteiten voor benutting vereisen maatwerk, ook omdat de natuurdoelen voor de hoogveenkern leidend zijn bij de inrichting en benutting van de diensten. Enerzijds werpt dit beperkingen op voor de mate waarin verschillende ecosysteemdiensten mogelijk zijn. Anderzijds zijn een aantal ecosysteemdiensten goed te harmoniëren met sommige herstelmaatregelen die gangbaar zijn in de praktijk van hoogveenherstel:

- Uitmijnen van voormalige landbouwgronden ten behoeve van de ontwikkeling van nieuwe natuur in bufferzones kan versneld worden door het verbouwen van lisdodde, riet of andere snelgroeiende soorten, waarvan de biomassa verhandelbaar is;
- Het beperken van de wegzijging uit hoogveenkern kan worden gerealiseerd door bufferzones in te richten voor waterberging en zoetwatervoorziening. Tevens blijven sommige vormen van paludicultuur dan mogelijk, kan een bijdrage worden geleverd aan de watervoorziening van omliggende functies en kunnen broeikasgassen vastgelegd worden;
- Het verhogen van de biodiversiteit van het hoogveenlandschap door kenmerkende gradiënten te ontwikkelen en natuurgebieden met elkaar te verbinden kan gecombineerd worden met de teelt van veenmos, maar ook soorten van voedselrijkere en meer gebufferde omstandigheden. Uit praktijkproeven blijkt dat ook andere kenmerkende hoogveensoorten hun leefgebied op veenmosvelden vinden;
- Het verweven van ecosysteemdiensten met de zwaarwegende doelen voor hoogveenherstel vereist gebiedspecifiek maatwerk, waarbij zowel de eigenschappen van de hoogveenkern als die van de omgeving en de afzetmarkt een rol spelen. Om de haalbaarheid en meerwaarde daarvan beter inzichtelijk te maken, is het belangrijk om business cases uit te werken waarbij verschillende diensten worden gestapeld. Hierbij is uitwisseling en bundeling van kennis uit de disciplines hydrologie, ecologie en economie noodzakelijk.

# 10 Literatuur

- Aaviksoo, K. & A. Leivits (2001) Combining multi-data remote sensing and long-term bird census data in two mire landscapes in Estonia. Posterpresentatie International Conference "Changing Wetlands: new developments in wetland science". University of Sheffield.
- Aber, J.S., K. Aaviksoo, E. Karofeld & S.W. Aber (2002) Patterns in Estonian bogs depicted in color kite aerial photographs. *Suo* 53 (1): 1-15.
- Aaviksoo, K. & K. Muru (2008) A methodology of the satellite mapping and monitoring of protected landscapes in Estonia. *Estonian Journal of Ecology* 57 (3): 159-184.
- Adema, E., G.J. Baaijens, A.J.M. Jansen & R. Ketelaar (2010) Advies deskundigenteam Nat Zandlandschap over de inrichting van het Noordenveld en het Kloosterveld. O+BN Advies. Bosschap, Driebergen.
- Aldous, A.R. (2002) Nitrogen retention by *Sphagnum* mosses: responses to atmospheric nitrogen deposition and drought. *Canadian Journal of Botany* 80: 721-731.
- Anderson, M.P. (2005) Heat as a ground water tracer. *Ground water*, vol 43, no 6, pag 951-968.
- Anderson, M.P., W.W. Woessner & R.J. Hunt (2015) Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport. Academic press, London.
- Anonymous (2014) Werkwijze Natuurkwaliteit en monitoring in het Natuurnetwerk en Natura 2000 / PAS; BIJ12, Unie van Bosgroepen, Utrecht.
- Anonymous (2015) 09.04 double ring infiltrometer, operating instructions; Eijkelkamp Agrisearch Equipment, Giesbeek.
- ARCADIS (2015) Milieueffectrapport Smildegerveen- deelproject Zeven Blokken. Rapport 077681947:D. ARCADIS, Assen.
- Athmer, W.H.G.J., A.J.M. Jansen, W.J. Molenaar & W.J.M.K. Senden (1997) Verdrogingsbestrijding WCL-gebied Winterswijk. Report KOA 96.140. Kiwa N.V., Nieuwegein.
- Baden, W. & R. Eggelsmann (1964) Der Wasserkreislauf eines nordwestdeutschen Hochmoores. Eine hydrologische Studie über den Einfluß von Entwässerung und Kultivierung auf den Wasserhaushalt des Königsmoores bei Tostedt/Hann. *Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen*, Heft 12, 156 pp. Verlag Wasser und Boden, Hamburg.
- Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. Van Zadelhoff (1979) Duinen en duinvalleien: een landschapsecologische studie van het Nederlandse duingebied; Pudoc, Centrum voor Landbouwpublikaties en Landbouwdocumentatie, Wageningen.
- Bakker, M., K. Maas, F. Schaars & J.R. Von Asmuth (2007) Analytic modeling of groundwater dynamics with an approximate impulse response function for areal recharge. *Advances in Water Resources* 30: 493-504, doi:10.1016/j.advwatres.2006.04.008.
- Bakker, G., M. Heinen, J. Wesseling, W. de Groot, F. Assinck & E. Hummelink (2015) Bodemfysische gegevens in BIS. rapport 2613, Alterra Wageningen UR.
- Balyasova, Y.L. (1974) Variations in the level regime of highmoor bogs in the European USSR. *Soviet Hydrology: Selected Papers* 13(5):281-292. Engelse vertaling uit *Gosudarstvennyi Gidrologicheskii Institut, Trudy* 22:3-20, 1974.
- Barber, K.E. (1981) Peat stratigraphy and climatic change. A palaeoecological test of the theory of cyclic bog regeneration. 219 pp. Balkema, Rotterdam.
- Barry, P. & R. Coakley (2013) Field accuracy test of RPAS photogrammetry; in: *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol 40, pag 1.
- Baumann, M. (2006) Water flow, spatial patterns, and hydrological self regulation of a raised bog in Tierra del Fuego (Argentina). MSc Thesis, Greifswald University. 96 pp.



- Beekman, W. (2015) Waterbalans Huurnerveld; Evaluatie metingen Artesia B.V., Schoonhoven.
- Beekman, W. & R. Caljé (2016) Beïnvloeding grondwaterstand in Notterveen, effecten van peilopzet aan de randen. Artesia B.V., Schoonhoven.
- Bell, J. & J.W. van 't Hullenaar (2010) Ecologisch herstel Wooldse veen, in samenhang met Burlo-Vardingholter venn. Bell Hullenaar, Zwolle. Rapport in opdracht van Vereniging Natuurmonumenten.
- Bell, J.S., J.W. van 't Hullenaar & A.J.M. Jansen (2016) Ecohydrologische systeemanalyse dal van de Glanerbeek. Verkenning van de mogelijkheden voor herstel en uitbreiding van heischrale graslanden in het natura2000-gebied Aamsveen. Rapport Bureau Bell Hullenaar en Unie van Bosgroepen.
- Belyea, L.R. & R.S. Clymo (2001) Feedback control of the rate of peat formation. *Proc. R. Soc. London* 286:1315-1321.
- Besselink, D. et al. (in prep.) Handboek ecohydrologische systeemanalyse (95%), werkwijze voor de hydrologische analyse voor natuur en waterkwaliteit in beekdallandschappen; Arcadis Nederland B.V., Arnhem.
- Beyer, C. & H. Höper (2015) Greenhouse gas exchange of rewetted bog peat extraction sites and a *Sphagnum* cultivation site in northwest Germany. *Biogeosciences* 12: 2101–2117.
- Bijlsma, R.J., A.J.M. Jansen, J. Limpens, M.F. Wallis de Vries & J.P.M. Witte (2011) Hoogveen en klimaatverandering in Nederland. Alterra-rapport 2225, Alterra, Wageningen.
- Boer, E.P., Feenstra, H., Jansen, H., Tonckens, J. & Buijs, R. (2014) Monitoring LIFE Project The Dutch Crane Resort Fochteloërveen 2011-2014. Ecologisch samenwerkingverband Formica/Buijs hydro-ecologisch onderzoek & advies, Heeten.
- Bot, A.P. (2011) Grondwaterzakboekje. Bot Raadgevend Ingenieur, Rotterdam.
- Boukes, H. (2007) Het uitwerken van een pompproef die nooit is uitgevoerd. *Stromingen* 13: 27-33.
- Bouma, J., M. Maasbommel & I. Schuurman (2012) Handboek meten van grondwaterstanden in peilbuizen; rapportnr. 2012-50 STOWA, Amersfoort.
- Boxman, A.W., Peters, C.J.H. & Roelofs, J.G.M. (2008) Long term changes in atmospheric N and S throughfall deposition and effects on soil solution chemistry in a Scots pine forest in the Netherlands. *Environmental Pollution* 156: 1252-1259.
- Bouwman, J., G.A. van Duinen, R. Veeneklaas & A.J.M. Jansen (2016) Kansen voor herstel van een compleet hoogveenlandschap. *De Levende Natuur* 117 (6): 240-244.
- Bragazza, L. & R. Gerdol (1999) Hydrology, groundwater chemistry and peat chemistry in relation to habitat conditions in a mire on the South-eastern Alps of Italy. *Plant Ecology* 144: 243–256.
- Bragazza, L. & Limpens, J. (2004) Dissolved organic nitrogen dominates in European bogs under increasing atmospheric N deposition. *Global Biogeochemical Cycles* 18, GB4018.
- Bragazza, L., Tahvanainen, T., Kutnar, L., Rydin, H., Limpens, J., Hájek, M., Grosvernier, P., Hansen, I., Iacumin, P. & Gerdol, R. (2004) Nutritional constraints in ombrotrophic *Sphagnum* subject to increasing levels of atmospheric nitrogen deposition in Europe. *New Phytologist* 163: 609-616.
- Bragazza, L., H. Rydin & R. Gerdol (2005) Multiple gradients in mire vegetation: a comparison of a Swedish and an Italian bog. *Plant Ecology* 177: 223-236.
- Britton, A.J. & Fisher, J.M. (2008) Growth responses of low-alpine dwarf-shrub heath species to nitrogen deposition and management. *Environmental Pollution* 153, 564–573.
- Brooks, S. & R. Stoneman (1997) Conserving Bogs: The Management Handbook. Edinburgh: The Stationary Office Ltd.
- Buishand, T. A. & C.A. Velds (1980) Klimaat van Nederland 1: Neerslag en verdamping. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, De Bilt, pp. 66-67.
- Burmeister, E.G. (1980) Die Tierwelt der Moore. In: K. Göttlich. Moor- und Torfkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Buro Bakker (2015) Ecologische verkenning bufferzone Engbertsdijkerven. Rapport Buro Bakker, Assen.
- Cape, J.N., L.J. van der Eerden, L.J. Sheppard, I.D. Leith & M.A. Sutton (2009) Evidence for changing the critical level for ammonia. *Environmental Pollution* 157: 1033–1037.

- Casella, E., A. Rovere, A. Pedroncini, C.P. Stark, M. Casella, M. Ferrari & M. Firpo (2016) Drones as tools for monitoring beach topography changes in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Geo-Marine Letters* 36: 151-163.
- Casparie, W.A. (1972) Bog development in southeastern Drenthe (The Netherlands). Proefschrift RUG. Uitgeverij Dr. W. Junk, Den Haag.
- Casparie, W.A. & J.G. Streefkerk (1992) Climatological, stratigraphic and palaeo-ecological aspects of mire development. In: *Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation*, vol, ed. J. T. A. Verhoeven, 81-129. Springer Netherlands, Dordrecht.
- CBS, PBL, Wageningen UR (2015a) Vermestende depositie, 1990-2014 (indicator 0189, versie 14, 9 oktober 2015 ). [www.compendiumvoordeleefomgeving.nl](http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl). CBS, Den Haag; Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven en Wageningen UR, Wageningen.
- CBS, PBL, Wageningen UR (2015b) Herkomst vermestende depositie, 2014 (indicator 0507, versie 08, 9 oktober 2015 ). [www.compendiumvoordeleefomgeving.nl](http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl). CBS, Den Haag; Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven en Wageningen UR, Wageningen.
- Chiwa, M., L.J. Sheppard, I.D. Leith, S.R. Leeson, Y.S. Tang & J.N. Cape (2016) *Sphagnum* can 'filter' N deposition, but effects on the plant and pore water depend on the N form. *Science of the Total Environment* 559: 113-120.
- CHO-TNO (1988) Van Penman naar Makkink, Een nieuwe berekeningswijze voor de klimatologische verdampingsgetallen; CHO report nr. 19, KNMI / TNO, 's-Gravenhage.
- Cirkel, D.G., C.G.E.M. Van Beek, J.P.M. Witte & S.E.A.T.M. Van der Zee (2014) Sulphate reduction and calcite precipitation in relation to internal eutrophication of groundwater fed alkaline fens. *Biogeochemistry* 117: 375-393.
- Clymo, R.S. (1984) The limits to peat bog growth. *Phil. Trans. Roy. Soc. London B* 303: 604-654.
- Conaghan, J. (1998) The vegetation and Conservation of Lagg Zones Associated with Sharavogue Bog, County Offaly and Clonfinane Bog, Co. Tipperary. A Report to the National Parks and Wildlife Service, Dublin.
- Conaghan, J., C. Douglas, H. Grogan, A. O'Sullivan, L. Kelly, L. Garvey, L. Van Doorslaer, L. Scally, D. Dunnells en M. Wyse Jackson (2000) The distribution, ecology and conservation of blanket bog in Ireland; National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin.
- Conaghan, J. (2014) A resurvey of vegetation associated with a lagg area at Sharavogue bog, Birr, Co. Offaly. National Parks and Wildlife Service, Dublin.
- Couwenberg, J. & H. Joosten (1999) Pools as missing links: the role of nothing in the being of mires. Patterned Mires and Mire Pools – Origin and Development; Flora and Fauna (eds. V.Standen, J.Tallis & R.Meade), pp. 87-102. British Ecological Society, London.
- Couwenberg, J. & H. Joosten (2005) Self-organization in raised bog patterning: the origin of microtope zonation and mesotrope diversity. *Journal of Ecology* 93:1238-1248.
- Couwenberg, J. (2005) A simulation model of mire patterning - revisited. *Ecography* 28: 653-661.
- Couwenberg, J., A. Thiele, F. Tanneberger, J. Augustin, S. Bärtsch, D. Dubovik, N. Liashchynskaya, D. Michaelis, M. Minke, A. Skuratovich & H. Joosten (2011) Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674: 67-89.
- Crosby, P. (1979) *Quality is Free*; McGraw-Hill. ISBN 0-07-014512-1., New York.
- Crushell, P.H. (2008) Soak systems of an irish raised bog. A multidisciplinary study of their origin, ecology, conservation and restoration. Proefschrift Wageningen Universiteit.
- Dommain, R., J. Couwenberg & H. Joosten (2010) Hydrological self-regulation of domed peatlands in south-east Asia and consequences for conservation and restoration. *Mires and Peat* 6, Article 05: 1-17
- Damman, A.W.H. (1979) Geographical patterns in peatland development in eastern North America. In: Kivenin, E., L. Heikurainen & P. Pakarinen (eds) *Proceedings of the International Symposium on Classification of Peat and Peatlands*. International Peat Society. pp 42-57.

- Damman, A.W.H. & T.W. French (1987) The ecology of peat bogs of the glaciated northwestern United States: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 85.
- Davies, L., Bates, J.W., Bell, J.N.B., James, P.W., Purvis, O.W. (2007) Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London. *Environmental Pollution* 146: 299–310.
- De Gruijter, J.J., D.J. Brus, M.F.P. Bierkens & M. Knotters (2006) Sampling for Natural Resource Monitoring; Springer, Heidelberg.
- De Haan, B.J. Kros, J., Bobbink, R., Van Jaarsveld, J.A., De Vries, W. en Noordijk, H. (2008) Ammoniak in Nederland. Rapport 500125003. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- De Hoop, E., B. van Tooren, B. van den Boom, J. Holtland, L. van Tweel, A. van den Berg & I. de Ronde (2011) Evaluatie hoogveengebieden in Nederland. Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, Landschap Overijssel & Ministerie van Defensie, 's-Graveland.
- Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht (2014); National Raised Bog SAC. Management Plan, Draft for Consultation. Dublin.
- Dixon, W. & B. Chiswell (1996) Review of aquatic monitoring program design. *Water research* 30: 1935-1948.
- Dorland, E., G. Cirkel & J.-P. Witte (2015) Verband tussen stijghoogte en grondwaterstand in schijnspiegelsystemen; in, vol. BTO rapport, KWR, Nieuwegein.
- Dragosits, U., M.R. Theobald, C.J. Place, H.M. ApSimon & M.A. Sutton (2006) The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy* 9: 626 – 638.
- EEA (2010) The EEA ICT Strategy: Status and Prospects for technological developments to underpin EEA assessment work. Draft EEA ICT strategy; European Environmental Agency.
- Eggelsmann, R. (1960) Über den unterirdischen Abfluß aus Mooren. *Die Wasserwirtschaft* 50: 149-154.
- Eggelsmann, R. (1963) Die potentielle und aktuelle Evaporation eines Seeklima-Hochmoores. *IAHS Publ.* 62: 88-97
- Eggelsmann, R. (1967) Oberflächengefälle und Abflußregime der Hochmoore. *Wasser und Boden* 19(8): 247-252.
- Eggelsmann, R. (1990a) Moor und Wasser. In: Göttlich, K. (Hrsg.); Moor- und Torfkunde 3. Aufl., pp. 288-320. Schweizerbart, Stuttgart.
- Eggelsmann, R. (1990b) Wasserregulung im Moor. In: Göttlich, K. (Hrsg.); Moor- und Torfkunde 3. Aufl., pp. 321-348. Schweizerbart, Stuttgart.
- Ellenbroek, M., P.C.v.d. Molen, M.C. Lock, W.J. Remmelts & A.S. Adams (2015) Monitoring en Informatievoorziening Natuurrapportages – Huidige situatie.
- European\_Communities (2003) Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC), Monitoring under the Water Framework Directive; WFD CIS Guidance Document No. 7, Working Group 2.7 - Monitoring, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- European\_Communities (2007) Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance on Groundwater Monitoring; WFD CIS Guidance Document No. 15, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- European\_Communities (2009) Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment; WFD CIS Guidance Document No. 18, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Everts, F.H., A.J.M. Jansen, E. Brouwer, A.T.W. Eysink, R. van der Burg & H. van Kleef (2014) Nat zandlandschap. In: A.J.H. Jansen, H.F. van Dobben, D. Bal & N.A.C. Smits. Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel III: Landschapsecologische inbedding. Unie van Bosgroepen, Alterra Wageningen UR, Stichting Bargerveen & Programmadirectie Natura 2000, Ministerie van Economische zaken.

- Feenstra, H. & H. Kuipers (2012) Wat je met rust laat, kan groeien. Het Fochteloërveen. Uitgeverij Het Waait, Steenenkamer.
- Fernández, V.F. & S. Wilson (2009) Clara Bog High Bog Ecological Survey, Ecologic Environmental & Ecological Consultants Ltd.
- Finke, P.A., D.J. Brus, M.F.P. Bierkens, T. Hoogland, M. Knotters & F. de Vries (2005) Kartering van de grondwaterdynamiek met behulp van geo-informatie van hoge resolutie. *Stromingen* 11: 27-41.
- Fischer, G., F.O. Nachtergaele, S. Prieler, E. Teixeira, G. Tóth, H. van Velthuisen, L. Verelst & D. Wiberg (2012) Global agro-ecological zones (gaez v3. 0): Model documentation; in: *International Institute for Applied systems Analysis (IIASA), Laxenburg. Rome, Italy: Austria and the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*, vol, pag.
- Främbis, H. (1994) The importance of habitat structure and food supply for carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in peat bogs. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 169:145-159.
- Fritz, C., Campbell, D.I. & Schipper, L.A. (2008) Oscillating peat surface levels in a restiad peatland, New Zealand - magnitude and spatiotemporal variability. *Hydrological Processes* 22: 3264-3274.
- Fritz, C., L. Lamers, G. van Dijk, F. Smolders & H. Joosten (2014) Paludicultuur – kansen voor natuurontwikkeling en landschappelijke bufferzones op natte gronden. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 11: 4-9.
- Galkina, E.A. (1946) Bolotnye landshafty i principy ikh klassifikatsii (Mire landscapes and principles of their classification). In: *Sbornik nauchnykh rabot Botan. Instituta imeni V.L. Komarova AN SSSR*, p. 139-156.
- Gaudig, G., Fengler, F., Krebs, M., Prager, A., Schulz, J., Wichmann, S. & Joosten, H. (2014) *Sphagnum* farming in Germany – a review of progress. *Mires and Peat* 13: 1-11.
- Geel, B. van, H. Heijnis, D. J Charman, G. Thompson & S. Engels (2014) Bog burst in the eastern Netherlands triggered by the 2.8 kyr BP climate event. *The Holocene* 24: 1465-1477.
- Geiser, L.H., Jovan, S.E., Glavich, D.A. & Porter, M.K. (2010) Lichen-based critical loads for atmospheric nitrogen deposition in Western Oregon and Washington Forests, USA. *Environmental Pollution* 158: 2412-2421.
- Gespreksgroep Hydrologische Terminologie (1986) Verklarende hydrologische woordenlijst. Comm. Hydrol. Onderzoek TNO, rapporten en nota's 10.
- Göttlich, Kh. & H. Kuntze (1990). Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft. In: Göttlich, K. (Hrsg.); Moor- und Torfkunde 3. Aufl., pp. 385-410. Schweizerbart, Stuttgart.
- Grootjans, A.P., J.P. Bakker, A.J.M. Jansen & R.H. Kemmers (2002a) Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 149-170.
- Grootjans, A.P., L. Geelen, A.J.M. Jansen & E.J. Lammerts (2002b) Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 181-203.
- Grootjans, A.P., R.H. Kemmers, F.H. Everts & E.B. Adema (2007) Restauratie van veengronden door afgraven en vernatten. *De Levende Natuur* 108(3): 108-113.
- Grootjans, A. P., A. Jansen & H. Joosten (2015a). Externe audit Bargerveen. Rapport Staatsbosbeheer.
- Grootjans, A. P., A. Jansen & H. Joosten (2015b). Restoration of a large bog remnant in the Netherlands (Bargerveen) - an eco-hydrological approach. [http://www.rug.nl/research/portal/files/30816854/AbRestoration\\_of\\_Bargerveen\\_18\\_7\\_2015.docx](http://www.rug.nl/research/portal/files/30816854/AbRestoration_of_Bargerveen_18_7_2015.docx)
- Harbaugh, A.W., E.R. Banta, M.C. Hill en M.G. McDonald (2000) MODFLOW-2000, The U. S. Geological Survey Modular Ground-Water Model-User Guide to Modularization Concepts and the Ground-Water Flow Process. *Open-file Report. U. S. Geological Survey* 92: 134.
- Harpenslager, S.F., E. Van den Elzen, M.A.R. Kox, A.J.P. Smolders, K.F. Ettwig & L.P.M. Lamers (2015) Rewetting former agricultural peatlands: Topsoil removal as a prerequisite to avoid strong nutrient and greenhouse gas emissions. *Ecological Engineering* 84:159-168.
- Harris, A. (2008) Spectral reflectance and photosynthetic properties of *Sphagnum* mosses exposed to progressive drought. *Ecohydrology* 1: 35-42.

- Hausding, A. (1917) Handbuch der Torfgewinnung und Torfverwertung. Mit besonderer Berücksichtigung der erforderlichen Maschinen und Geräte. Dritte, neubearbeitete Auflage. Paul Parey, Berlin.
- Haverkamp, R., P. Ross, K. Smettem & J. Parlange (1994) Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer: 2. Physically based infiltration equation. *Water Resources Research* 30: 2931-2935.
- Hawksworth, D.L. & Rose, F. (1970) Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227: 145-148.
- Hogg, E.H. (1993) Decay potential of hummock and hollow Sphagnum peats at different depths in a Swedish raised bog. *Oikos* 66:269-278.
- Holden, J., T. Burt & N. Cox (2001) Macroporosity and infiltration in blanket peat: the implications of tension disc infiltrometer measurements. *Hydrological Processes* 15: 289-303.
- Holtland W.J., ter Braak C.J.F. & Schouten M.G.C. (2010) Iteratio: calculating environmental indicator values for species and relevés. *Applied Vegetation Science* 13: 369-37, doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01069.x.
- Howie, S. A., P.H. Whitfield, R.J. Hebda, R.A. Dakin & J. K. Jeglum (2009) Can analysis of historic lagg forms be of use in the restoration of highly altered raised bogs? Examples from Burns Bog, British Columbia. *Canadian Water Resources Journal* 34(4): 427-440.
- Howie, S.A. & I. Tromp-van Meerveld (2011) The essential role of the lagg in raised bog function and restoration: a review. *Wetlands* 31: 613-622.
- Howie, S.A. & H.J. van Meerveld (2016) Classification of vegetative lagg types and hydrogeomorphic lagg forms in bogs of coastal British Columbia, Canada. *The Canadian Geographer / Le Géographe Canadien* 60(1): 123-134.
- Huisman, L. (1972) Groundwater Recovery and Recharge. Macmillan.
- Hyvärinen, M. & Crittenden, P.D. (1998) Growth of the cushion-forming lichen, *Cladonia portentosa*, at nitrogen-polluted and unpolluted heathland sites. *Environmental and Experimental Botany* 40: 67-76.
- Inberg, H., R. van de Haterd, L. Leusink & P. Boddeke (2014) Vegetatie- en plantensoortenkartering Haaksbergerveen 2013. Rapport nr. 13-033. Bureau Waardenburg
- Ingram, H.A.P. (1978) Soil layers in mires: function and terminology. *J. Soil Sci* 29(2): 224-227.
- Ingram, H.A.P. (1983) Hydrology. In: Gore, A.J.P. (Ed.) *Ecosystems of the world. 4A. Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. General Studies*. pp. 67-158. Elsevier.
- ISO (2005) ISO 9000:2005, Quality management systems - Fundamentals and vocabulary; ISO copyright office, Geneva, Switzerland.
- Ivanov, K.E. (1953) Gidrologija Bolot (de hydrologie van venen). *Gidrometeoizdat*, Leningrad.
- Ivanov, K.E. (1957) Osnovy gidrologii i bolot lesnoi zony (Fundamentals of mire hydrology of the forest zone). *Gidrometeoizdat* Leningrad.
- Ivanov, K.E. (1981) Water movement in mirelands. Academic Press. 276pp.
- Jansen, A.J.M., C.J.S. Aggenbach, A.T.W. Eysink & D. van der Hoek (2007) Herstel van natte schraallanden op minerale gronden. *De Levende Natuur* 108: 96-102.
- Jansen, A.J.M. & R. Loeb (2011) Ontwikkeling van heischrale graslanden in het Natura 2000 gebied Aamsveen (Twente): onderzoeksopzet. Rapport Unie van Bosgroepen, Ede.
- Jansen, A.J.M., H.F. van Dobben, J.H. Bouwman & M.E. Nijssen (2013a) Deel III. Landschapsecologische inbedding van de herstelstrategieën. <http://pas.natura2000.nl/files/deel-iii-inleiding-en-leeswijzer.pdf>
- Jansen, A.J.M., J.R. Von Asmuth, P.J.T. Van Bakel, E. Brouwer, R.J. Ketelaar en R.L. Terhürne (2013b) De Engbertsdijksvennen: advies van de Commissie van Deskundigen; Kennisnetwerk OBN, Driebergen.
- Jansen, A.J.M., R. Ketelaar, J. Limpens, M.G.C. Schouten & L. van Tweel-Groot (2013c) Kartering van de habitattypen Actief en Herstellend hoogveen in Nederland. Rapport 2013/OBN182-NZ. Programmadirectie Natura2000, Ministerie van Economische Zaken. Den Haag.

- Jansen, A.J.M., G.A. Van Duinen, H.B.M. Tomassen & N.A.C. Smits (2013d) Herstelstrategie H7110A: Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap). PAS-bureau, Ministerie van Economische Zaken Utrecht.
- Jurasinski, G., Günther, A.B., Huth, V., Couwenberg, J. & Glatzel, S. (2016) Ecosystem services provided by paludiculture –Greenhouse gas emissions. In: Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H.. Paludiculture – productive use of wet peatlands. Schweizerbart, Stuttgart. Pp. 79 - 94.
- Jeschke, L., H.D. Knapp & M. Succow (2000) Moorregionen Europas. In: Succow, M & H. Joosten; Landschaftsökologische Moorkunde, zweite völlig neubearbeitete Auflage, pp. 256-316; Schweizerbart, Stuttgart.
- Jonas, F. (1932a) Het levende hoogveen. *De Levende Natuur* 37 (4): 97-103
- Jonas, F. (1932b) Het levende Hoogveen II. *De Levende Natuur* 37 (5): 129-137
- Joosten, H. (1993) Denken wie ein Hochmoor. Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren ind deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. *Telma* 24:95-115.
- Joosten, H. (2001) Identifying peatlands of international biodiversity importance. Online: [imcg.net](http://imcg.net)
- Joosten, H. & D. Clarke (2002) Wise use of mires and peatlands - background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group and International Peat Society.
- Karki, S., Elsgaard, L., Audet, J., Laerke, P.E. (2015) Effect of reed canary grass cultivation on greenhouse gas emissions from peat soil at controlled rewetting. *Biogeosciences* 12: 595-606.
- Kelly, M.L. (1993) Hydrology, Hydrochemistry and Vegetation of Two Raised Bogs in Co. Offaly. Ph.D.-thesis, Trinity college, Dublin.
- Kelly, L. & M.G.C. Schouten (2002) Vegetation. In: Schouten, M.G.C. (Ed.), Conservation and restoration of raised bogs. Geological, hydrological and ecological studies, pp. 110-169. Department of the Environment, and Local Government, Dublin, Ireland / Staatsbosbeheer, The Netherlands.
- Kemmers, R.H. (1993) Ecohydrologie; concepten en methoden van een interdisciplinair vakgebied.; DLO-Staring Centrum, Technisch Document 8, Wageningen.
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, M.C. van Riel, P.W.F.M. Hommel, A.J.M. Jansen, B. Klaver, R. Loeb, J. Runhaar en H. Smeenge (2011) De landschapsleutel, een leidraad voor een landschapsanalyse; Rapport 2140, Alterra, Wageningen.
- Klein Tank, A.M.G. en G. Lenderink (2009) Klimaatverandering in Nederland; Aanvullingen op de KNMI'06 scenario's; KNMI, de Bilt.
- Klimkowska, A., R. Versluijs & G.A. van Duinen (2013) Effecten van Trosbosbes op het hoogveensysteemvan Natura 2000-gebied Mariapeel en Deurnsche Peelen mogelijkheden voor bestrijdingvan deze invasieve exoot. Rapport Stichting Bargerveen.
- Knotters, M. & J.G. De Gooijer (1999) Tarso modelling of water table depths; in: *Water Resources Research* 35(3): 695-705.
- Kok, A., E. Auken, M. Groen, J. Ribeiro & F. Schaars (2010) Using ground based geophysics and airborne transient electromagnetic measurements (SkyTEM) to map salinity distribution and calibrate a groundwater model for the island of Terschelling-The Netherlands *21st Salt Water Intrusion Meeting, Azores, Portugal*, pag.
- Lafleur, P.M., R.A. Hember, S.W. Admiral en N.T. Roulet (2005) Annual and seasonal variability in evapotranspiration and water table at a shrub-covered bog in southern Ontario, Canada. *Hydrological processes*, vol 19, DOI: 10.1002/hyp.5842, pag 3533-3550.
- Lamers, L.P.M., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. (2000) Natural nitrogen filter fails in polluted raised bogs. *Global Change Biology* 6, 583-586.
- Lamers, L.P.M., G.E.T. Dolle, S.T.G. Van Den Berg, S.P.J. Van Delft en J.G.M. Roelofs (2001) Differential responses of freshwater wetland soils to sulphate pollution; in: *Biogeochemistry*, vol 55, no 1, pag 87-101.
- Lamers, L. (red.), J. Sarneel, J. Geurts, M. Dionisio Pires, E. Remke, H. van Kleef, M. Christianen, L. Bakker, G. Mulderij, J. Schouwenaars, M. Klinge, N. Jaarsma, S. van der



- Wielen, M. Soons, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donk, W. Verberk, H. Esselink & J. Roelofs (2010) Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006- 2009 (Fase 2). Rapport DKI nr. 2010/dk134-O, Ministerie van LNV, Ede; 250 p.
- Langlois, M.N., J.S. Price & L. Rochefort (2015) Landscape analysis of nutrient-enriched margins (lagg) in ombrotrophic peatlands. *Science of the Total Environment* 505: 573–586.
- Lanting, A.H. (2008) Heath land bogs and pingo remnants in Lheebroekerzand and Gasselterveld. Are they sensitive to changes in regional water tables? Master thesis IVEM, Rijksuniversiteit Groningen.
- Leunk, I. (2011) Kennisdocument Putten(velden), Ontwerp, aanleg en exploitatie van pomp- en waarnemingsputten; rapportnr. KWR 2012.014, KWR, Nieuwegein.
- Limpens, J. & Berendse, F. (2003) Growth reduction of *Sphagnum magellanicum* subjected to high nitrogen deposition: the role of amino acid nitrogen concentration. *Oecologia* 135, 339-345
- Limpens, J., Berendse, F. & Klees, H. (2003) N deposition affects N availability in interstitial water, growth of *Sphagnum* and invasion of vascular plants in bog vegetation. *New Phytologist* 157: 339-347.
- Limpens, J. & Heijmans, M.M.P.D. (2008) Swift recovery of *Sphagnum* nutrient concentrations after excess N supply. *Oecologia* 157, 153-161.
- Limpens, J. (2012) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage OBN Hoogveenonderzoek 2009-2010. Verlenging onderzoek naar effecten van berkenopslag en dichtheid op hoogveenvegetaties behorende tot het natte zandlandschap. Rapport nr. 2012/OBN158-NZ, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Lindsay, R. (1995) Bogs: the Ecology, Classification and Conservation of Ombrotrophic Mires. Scottish Natural Heritage, Edinburgh.
- Loaiciga, H.A., R.J. Charbeneau, L.G. Everett, G.E. Fogg, B.F. Hobbs & S. Rouhani (1992) Review of ground-water quality monitoring network design. *Journal of Hydraulic Engineering* 118(1): 11-37.
- Löfroth, M. & A. Moen (1994) European mires. Distribution and conservation status. International Mire Conservation Group, Stockholm, Trondheim. 188 p.
- Logemann, D. & M. Salomons (2013) Uitvoeringsplan hoogveenherstel. Rapport 076723761:0.24, ARCADIS, Assen.
- Lolkema, D.E., H. Noordijk, A. P. Stolk, R. Hoogerbrugge, M. C. van Zanten & W. A. J. van Pul (2015) The Measuring Ammonia in Nature (MAN) network in the Netherlands. *Biogeosciences* 12: 5133–5142.
- Londo, G. (1997) Natuurontwikkeling. Bos- en natuurbeheer in Nederland, deel 6. Backhuys Publishers leiden.
- Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders, J. van de Crommenacker, & J.G.M. Roelofs (2004) Effects of stagnating sulphate-rich water on the mobility of phosphorus in freshwater wetlands. *Archiv fur Hydrobiologie* 160: 117-131.
- Luken, J.O. (1985) Zonation of *Sphagnum* mosses: interactions among shoot growth, growth form, and water balance. *The Bryologist* 88: 374–379.
- Maas, C. (1996) Hatsi-kD: Spreidingslengte, waar kies ik de modelrand? *Stromingen* 2(4): 49-51.
- Madu, C. (2012) Handbook of total quality management; Springer Science & Business Media.
- Mankor, J. (1985) Het Korenburgerveen, een ecohydrologisch onderzoek. RIN-rapport 87/9. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Masing, V. (1972) Typological approach in mire landscape study (with a brief multilingual vocabulary of mire landscape structure). Estonia – Geographyrhaphical Studies, pp. 61–84. Estonian Geographical Society, Tallinn.
- Masing, V. (1997) Ancient mires as nature monuments. Monumenta Estonica. Estonian Encyclopaedia Publishers, Tallinn.
- Masing, V. (1998) Multilevel approach in mire mapping, research and classification. IMCG Classification Workshop, March 25-29, 1998, Greifswald.

- Mawby F.J. & A. Brock (2007) The rehabilitation of lagg fen to lowland raised mires in Cumbria, north west England.
- Mazure, J.P. (1936); Kwel- en chloorbezwaar in de Wieringermeer. Geo-hydrologische gesteldheid van de Wieringermeer. Rapporten en mededelingen betreffende de Zuiderzeewerken 5:67-131.
- McKnight, T.L., D. Hess & L.J. Onesti (2005) Physical geography: a landscape appreciation. Pearson Prentice Hall USA.
- Melman, Th.C.P., C.M. van der Heide, L.C. Braat & H.A. Udo de Haes (2010). Ecosysteemdiensten: nieuw anker voor omgevingsbeleid? *Landschap* 27(4): 209-217.
- Meuwese, H., E. van Tuinen, C. van Rens & J.G. Streefkerk (2012) Herstel hoogveen Deurnsche Peel haalbaar. *H<sub>2</sub>O* 4: 10-12.
- Minnema, N. (2012). Veenmos voor duurzaamheid. *Twirre natuur in Fryslan* 22(2): 15-16.
- Mishra, D. (2011) Gravity and magnetic methods for geological studies; BS Publications and CRC Press, USA.
- Moller Pillot H.K.M., 2003. Hoe waterdieren zich handhaven in een dynamische wereld. 10 jaar onderzoek in de Roodloop, een bovenloopje van de Reusel in Noord Brabant. Stichting het Noordbrabants Landschap.
- Moody, W.T. (1966) Nonlinear differential equation of drain spacing. *Proc. Am. Soc. Civ. Eng.* 92(IR2):1-9.
- Moore, P.D. & D.J. Bellamy (1974) Peatlands. *Elek Science*, London.
- Morgan-Jones, W., Poole, J. S. & Goodall, R. (2005) Characterisation of Hydrological Protection Zones at the Margins of Designated Lowland Raised Peat Bog Sites JNCC Report No.365
- mRO bv (2013). Inrichtingsplan Peelvenen-Mariapeel.NL.IMRO.9931.IPPeelvenMariapeel-VG01.
- Muster, C., G. Gaudig, M. Krebs & H. Joosten (2015) *Sphagnum* farming: the promised land for peat bog species? *Biodiversity and Conservation* 24: 1-21.
- Naudin-Ten Cate, R., T. Tjooitink & M. Wentink (2002) Cultuurtechnisch Vademecum: handboek voor inrichting en beheer van land, water en milieu; Elsevier bedrijfsinformatie, Doetinchem.
- Nijboer R.C. & P.F.M. Verdonschot (2001) Zeldzaamheid van de macrofauna van de Nederlandse binnenwateren. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, themanummer 19. 77 pp.
- Noordijk, H. (2007) Nitrogen in The Netherlands over the past five centuries. In: Ammonia emissions in agriculture [G.-J. Monteny and E. Hartung (Eds.)], ISBN 978-90-8686-029-6. Wageningen Academic Publishers.
- Nordin, A. & Gunnarsson, U. (2000) Amino acid accumulation and growth of *Sphagnum* under different levels of N deposition. *Ecoscience* 7: 474-480.
- NPWS (2015a) Raised Bog Monitoring and Assessment Survey 2013-Mongan (SAC 000580).
- NPWS (2015b) Raised Bog Monitoring & Assessment Survey 2013-Garriskil (SAC 000679).
- Obergfell, C., M. Bakker & K. Maas (2016) A time-series analysis framework for the flood-wave method to estimate groundwater model parameters; in: *Hydrogeology Journal*, vol, pag 1-13.
- Oosting, M. (2012a) Kansen voor herstel in laagte rond Schaaphokswijk. Adviesrapport. Rapport Vereniging Natuurmonumenten, Assen.
- Oosting, M. (2012b) Kansen voor herstel in laagte rond Schaaphokswijk. Achtergronddocument. Rapport Vereniging Natuurmonumenten, Assen.
- Ottow, B.P., H. Schuurmans & T. Van Steijn (2015) Meerwaarde van ruimtelijke neerslagdata voor het modelleren van stijghoogtefluctuaties. *Stromingen* 24(4): 43-52.
- Overbeck, F. & Happach, H. (1957) Über das Wachstum und den Wasserhaushalt einiger Hochmoorsphagnen. *Flora* 144: 335-402.
- Paradis, E., L. Rochefort & M. Langlois (2015) The lagg ecotone: an integrative part of bog ecosystems in North America. *Plant Ecology* 216: 999-1018.
- Peel, M.C., B.L. Finlayson & T.A. McMahon (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 4(2): 439-473.

- Polak, B. (1929) Een onderzoek naar de botanische samenstelling van het Hollandsche veen. Proefschrift UvA. Swets & Zeitlinger, Amsterdam.
- Polubarinova-Kochina, P.Y. (1962) Theory of Groundwater Movement. Translated from the Russian by J.M. Roger De Wiest. *Princeton Univ. Press*, Princeton N.J.
- Pons, L.J. (1992) Holocene peat formation in the lower parts of the Netherlands; in: *Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation*, vol. ed. J. T. A. Verhoeven, 7-79. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Pouliot, R., Hugron, S. & Rochefort, L. (2015) *Sphagnum* farming: a long-term study on producing peat moss biomass sustainably. *Ecological Engineering* 74, p 135-147.
- Price, J. (2003) Role and character of seasonal peat soil deformation on the hydrology of undisturbed and cutover peatlands. *Water Resources Research* 39: 1241 (doi:10.1029/2002wr001302)
- Project- en begeleidingsgroep Verdampingsberekeningen (1988); Van Penman naar Makkink. Een nieuwe berekeningswijze voor de klimatologische verdampingsgetallen. KNMI en Comm. Hydr. Onderzoek TNO. *CHO-TNO, Rapporten en Nota's* 19
- Provincie Drenthe (2015) PAS Gebiedsanalyse Fochteloërveen (23), versie 20-11-2015.
- Ratcliffe, D.A. & Walker, D. (1958) The Silver Flowe, Galloway, Scotland. *Journal of Ecology* 46: 407-445.
- Reggiani, P., M. Sivapalan & S.M. Hassanizadeh (1998) A unifying framework for watershed thermodynamics: balance equations for mass, momentum, energy and entropy and the second law of thermodynamics. *Advances in Water Resources* 22(4): 367-398.
- Reggiani, P., S.M. Hassanizadeh, M. Sivapalan en W.G. Gray (1999) A unifying framework for watershed thermodynamics: constitutive relationships. *Advances in Water Resources* 23(1): 15-39.
- Rijkema, S.M.A, R.T. Rusticus, S. Schunselaar & J. Zoetendal (2013) Achtergronddocument Water N2000 gebied Fochteloërveen. Grontmij, Assen.
- Robroek, B.J.M., J. Limpens, J. Breeuwer, P.H. Crushell & M.G.C. Schouten (2007) Interspecific competition between *Sphagnum* mosses at different water tables. *Functional Ecology* 21: 805-812.
- Rodgers, M. (1993) Final Report. Preliminary site investigation Clara Bog, Co. Offaly. Carried out for Geological Survey of Ireland. Soil Mechanics Laboratory, University College, Galway.
- Romanov, V.V. (1968) Evaporation from bogs in the European territory of the USSR. 183 pp. *Israel Program of Scientific Translations*, Jerusalem. (English translation of "Isparenie bolot Evropeiskoi territorii SSSR", *Gimiz Gidrometeorologicheskoe Izdatel'stvo*, Leningrad, 1962)
- Runhaar, J. (1999) Impact of hydrological changes on nature conservation areas in The Netherlands. Proefschrift R.U. Leiden. Leiden.
- Rydin, H. (1993) Mechanisms of interactions among *Sphagnum* species along water level gradients. *Advances in Bryology* 5: 153-185.
- Rydin, H., Gunnarsson, U. & Sundberg, S. (2006) The role of *Sphagnum* in peatland development and persistence. In: Wieder, R.K. & Vitt, D.H. (eds.) *Boreal Peatland Ecosystems*. Ecological Studies, 188, Springer-Verlag, Heidelberg. Pp. 49-65.
- Rydin, H. & J.K. Jeglum (2006) The Biology of Peatlands. Oxford University Press, UK.
- Samaritani, E., Siegenthaler, A., Yli-Pëtays, M., Buttler, A., Christin, P.-A., & Mitchell, E. A. D. (2011) Seasonal net ecosystem carbon exchange of a regenerating cutaway bog: How long does it take to restore the C-sequestration function. *Restoration Ecology* 19: 480-489.
- Schikora H.-B. (2002) Spinnen (Arachnida, Araneae) nord- und mitteleuropäischer Regenwassermoore entlang ökologischer und geographischer Gradienten. Thesis University of Bremen.
- Schmidt, A., L. Vullings & P. van den Pol (2012) De Digitale Keten Natuur: advies aan EZ en IPO over de informatievoorziening voor het natuurbeleid. Alterra.
- Schouten M.G.C., J.M. Schouwenaars, H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. van der Molen (1998) Hoogveenherstel in Nederland – droom en werkelijkheid. In: R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & H.B.M. Tomassen (Eds.). Effectgerichte maatregelen en behoud biodiversiteit in

- Nederland. Symposiumverslag. Aquatische Oecologie en Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen. Pp. 93-113.
- Schouten, M.G.C. (2002) Conservation and restoration of raised bogs - Geological, hydrological and ecological studies. Duchas - The Heritage Service of the Department of the Environment and Local Government, Ireland; Staatsbosbeheer, the Netherlands; Geological Survey of Ireland; Dublin.
- Schouwenaars, J.M. (1990) Problem-oriented studies on plant-soil-water relations. Sowing strategies in rainfed agriculture in Southern Mozambique. Water management in bog relicts in the Netherlands. Proefschrift Wageningen.
- Schouwenaars, J.M., H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. Van der Molen (2002) Ontwikkeling en herstel van hoogveensystemen: bestaande kennis en benodigd onderzoek; Rapport EC-LNV nr. 2002/084 O, Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Ede/Wageningen.
- Schrier-Uijl, A.P., P.S. Kroon, D.M.D. Hendriks, A. Hensen, J. C. Van Huissteden, P.A. Leffelaar, F. Berendse & E.M. Veenendaal (2013) Agricultural peat lands; towards a greenhouse gas sink – a synthesis of a Dutch landscape study. *Biogeosciences Discussions* 10: 9697–9738.
- Schroder, C., Dahms, T., Paulitz, J. Wichtmann, W. & Wichmann, S. (2015) Towards large-scale paludiculture: addressing the challenges of biomass harvesting in wet and rewetted peatlands. *Mires and Peat* 16.
- Schroevers, P.J. (1982) Landschapstaal. Pudoc, Wageningen.
- Schuman, M. & H. Joosten (2008) Global Peatland Restoration Manual. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald University.
- Sevink, J., B. van Delft, C. Geujen, M. Schouten & L. van Tweel-Groot (2014) De veenbasis: kenmerken en effecten van ontwatering, in relatie tot behoud en herstel van de Nederlandse hoogvenen. Een literatuurstudie.; Rapport nr. 2014/195-NZ, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE), Driebergen.
- Sheppard, L.J., I.D. Leith, T. Mizunuma, J.N. Cape, A. Crossley, S. Leeson, M.A. Sutton, N. Van Dijk & D. Fowler (2011) Dry deposition of ammonia gas drives species change faster than wet deposition of ammonium ions: evidence from a long-term field manipulation. *Global Change Biology* 17: 3589–3607.
- Sheppard, L.J., I.D. Leith, S.R. Leeson, N. van Dijk, C. Field & P. Levy (2013) Fate of N in a peatland, Whim bog: immobilisation in the vegetation and peat, leakage into pore water and losses as N<sub>2</sub>O depend on the form of N. *Biogeosciences* 10: 149–160.
- Sheppard, L.J., I.D. Leith, T. Mizunuma, S. Leeson, S. Kivimäki, J.N. Cape, N. Van Dijk, D. Leaver, M.A. Sutton, D. Fowler, L.J.L. Van den Berg, A. Crossley, C. Fields & S. Smart (2014) Inertia in an ombrotrophic bog ecosystem in response to 9 years' realistic perturbation by wet deposition of nitrogen, separated by form. *Global Change Biology* 20: 566–580.
- Siemon, B., A.V. Christiansen & E. Auken (2009) A review of helicopter-borne electromagnetic methods for groundwater exploration. *Near Surface Geophysics* 7(5-6): 629-646.
- Sival, F.P. & W.J. Chardon (2004) Natuurontwikkeling op fosfaatverzadigde gronden: fosfaatonttrekking door een gewas. Rapport 1090, Alterra Wageningen.
- Sjörs H. (1948) Myrvegetation I Bergslagen. Acta Phytogeographica Suecica 21. Uppsala.
- Sluijter, R. & J. Nellestijn (2002) Klimaatatlas van Nederland, de normaalperiode 1971-2000; uitgeverij Elmar, Rijswijk.
- Sluijter, R., H. Leenaers & M. Camarasa (2015) De Bosatlas van het klimaat; Uitgeverij Noordhoff.
- Smolders A.J.P., Tomassen H.B.M., Van Mullekom M., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M. (2003) Mechanisms involved in the re-establishment of *Sphagnum* dominated vegetation in rewetted bog remnants. *Wetlands: Ecology and Management* 11: 403-418.
- Smolders, A.J.P., H.B.M. Tomassen, J. Limpens, G.A. van Duinen, S. van der Schaaf & J.G.M. Roelofs (2004) Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland. In: G.A. van Duinen e.a. (red.) Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit - 15 jaar

- herstelmaatregelen in het kader van het overlevingsplan bos en natuur. Rapport EC-LNV nr. 2004/305, Ed; pp.71-107.
- Smolders, F. & E. Brouwer (2005) Baggerproblematiek Wormer- en Jisperveld: notitie naar aanleiding van aanvullend onderzoek naar de water- en poriewaterkwaliteit. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Smolders A.J.P., J. Verhoeven, H. Tomassen., M. Van Mullekom, M. Van Kempen, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers (2013) Waterberging en veenvorming als klimaatbuffer: haken en ogen vanuit biogeochemisch perspectief. *Landschap* 30(4): 197-206.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs (2006a) Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.
- Smolders, A., E. Lucassen, H. Tomassen, L. Lamers & J. Roelofs (2006b) De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 3: 5-11.
- Smolders, A., E. Lucassen, M. van Mullekom, H. Tomassen, & E. Brouwer (2009) Ontgronden op voormalige landbouwgronden: doeltreffend maar ook toereikend? *De Levende Natuur* 110: 33-38.
- Smolders, A.J.P. & M.M.L. van Kempen (2015) Azolla: Van plaagsoort tot groenproduct. *Vakblad Natuur Bos Landschap* oktober: 31-33.
- Snepvangers, J., A. Veldhuizen, G. Prinsen & J. Delsman (2008) Nationaal Hydrologisch Instrumentarium - NHI, Modelrapportage; Hoofdrapport NHI\FASE\_1+\2008\HR\_v2, Deltares, Delft.
- Sokolov, A.A. & T.G. Chapman (1974) Methods for water balance computations; an international guide for research and practice-A contribution to the International Hydrological Decade.
- Sokovic, M., D. Pavletic & K.K. Pipan (2010) Quality improvement methodologies-PDCA cycle, RADAR matrix, DMAIC and DFSS. *Journal of Achievements in Materials and Manufacturing Engineering* 43(1): 476-483.
- Spieksma, J.F.M., A.J. Dolman & J.M. Schouwenaars (1997) De verdamping van natuurterreinen. *Stromingen* 3 (1): 5-16.
- Staelens, J. & F. Mohren (2010) 10 Waterhuishouding. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.): *Boscologie en Bosbeheer*, pp.161-166. Acco, Leuven.
- Stevens, C.J., R.J. Payne, A. Kimberley & S.M. Smart (2016) How will the semi-natural vegetation of the UK have changed by 2030 given likely changes in nitrogen deposition? *Environmental Pollution* 208: 879-889.
- Stevens, C.J., S.M. Smart, P.A. Henrys, L.C. Maskell, A. Crowe, J. Simkin, C.M. Cheffings, C. Whitfield, D.J.G. Gowing, E.C. Rowe, A.J. Dore & B.A. Emmett (2012) Terricolous lichens as indicators of nitrogen deposition: Evidence from national records. *Ecological Indicators* 20: 196-203.
- Strack M. & Y. C. A. Zuback (2013) Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration. *Biogeosciences* 10: 2885-2896.
- Streefkerk, J.G., G.T. van Alst, R. van Leeuwen, R.R. Dear & T. Klomphaar (1997) Haaksbergerveen, Evaluatie waterbeheer. *Intern rapport Staatsbosbeheer*.
- Streefkerk, J., S. Regan, R. Flynn & P. Johnston (2012) Clara Bog West Project 1: 2008-2012. Conclusions and management options.
- Streefkerk, J.G. & P. Oosterlee (1984) Een beschouwing over hydrologische ingrepen in het hoogveenreservaat Bargerveen; Werkgroep Hydrologisch Onderzoek Bargerveen, Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Streefkerk, J.G. en W.A. Casparie (1989) The hydrology of bog ecosystems. Guidelines for management. Staatsbosbeheer, 1989.
- Succow, M. & H. Joosten (2001) Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Tahvanainen, T., T. Sallantausta, R. Heikkilä & K. Tolonen (2002) Spatial variation of mire surface water chemistry and vegetation in northeastern Finland. *Ann Bot Fenn* 39: 235-251.

- Tanneberger, F. & W. Wichtmann (eds.) (2011) Carbon credits from peatland rewetting. Climate – biodiversity – land use. Science, policy, implementation and recommendations of a pilot project in Belarus. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, Germany.
- Thijssen, H. (2010) Bemalingen: bron van geohydrologische parameters. *Geotechniek* 14(4): 34.
- Timmermans & van Eekeren (2012) Uitmijnen: het bodemfosfaatgehalte verlagen met grasklaver en kalibemesting. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 1: 12-15.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, J. Limpens, G.J. van Duinen, S. van der Schaaf, J.G.M. Roelofs, F. Berendse, H. Esselink & G. van Wirdum (2003a) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 1998-2001. Rapport EC-LNV nr. 2003/139. Expertisecentrum LNV Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Ede. 186p.
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2003b) Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition. *Journal of Ecology* 91, 357-370.
- Tomassen, H., F. Smolders, J. Limpens, S. van der Schaaf, G.-J. van Duinen, G. van Wirdum, H. Esselink, en J. Roelofs (2011a). Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 2<sup>e</sup> fase OBN Hoogvenen 2004 – 2006. Rapport nr. 2011/OBN151-NZ, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Tomassen, H.B.M., A.B. Grootjans & A.J.P. Smolders (2011b) Herstel van biodiversiteit en landschapsecologische relaties in het natte zandlandschap - Herkomst van CO<sub>2</sub> voor hoogveengroei en basenverzadiging in hoogveentjes. Eindrapport deel 3. Rapport nr. 2011/OBN147-3-NZ. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Tomassen, H. & F. Smolders (2013) Potentie voor drijftilvorming laagte Schaaphokswijk (Fochteloërveen). Rapportnummer: 2013.09, Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Tong, H. (1990) Non-linear Time Series: A Dynamical System Approach; Clarendon, Oxford.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H. & Laine, J. (1999) Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO<sub>2</sub>. *Oecologia* 120: 563-574.
- Uhden, O. (1960) Das Grosse Moor bei Ostenholz. II. Teil. Sackung des Moores. Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen, Heft 9: 72-155.
- UK National Ecosystem Assessment (2011) Understanding nature's value to society. Synthesis of key findings. Information Press.
- Väisänen R. (1992) Distribution and abundance of diurnal Lepidoptera on a raised bog in southern Finland. *Annales Zoologica Fennica* 29: 75-92.
- Valk, U. (1974) Estonian peat-bogs and their types. In: Kumari, K., A. Mäemets and O. Renno, Estonian wetlands and their life. Estonian Contributions to the International Biological Programme 7:139-159. Valgus, Tallinn.
- Van Beek, J.G, R.F. van Rosmalen, B.F. van Tooren & P.C. van der Molen (red.) (2014) Werkwijze Natuurmonitoring en -Beoordeling Natuurnetwerk en Natura 2000/PAS (+ 2 bijlagedocumenten) BIJ12, Utrecht.
- Van den Hurk, B., P. Siegmund en A.K. Tank (2014) KNMI'14: Climate Change Scenarios for the 21st Century-a Netherlands Perspective; Scientific Report WR2014-01, KNMI, De Bilt.
- Van der Gaast, J.W.J. & E. Kiestra (2008) Bodemkundig-hydrologisch onderzoek in het kader van de inrichting van de EHS in de westelijke randzone van het Fochteloërveen. Alterra-rapport 1722, Wageningen. 110 p.
- Van der Hoek, S. (1984) Het bruine goud. Kroniek van de turfgravers in Nederland. Elsevier, Amsterdam/Brussel.
- Van der Hoek, D. & M.P.D. Heijmans (2005) Effectiveness of turf stripping as a measure for restoring species-rich fen meadows in sub-optimal hydrological conditions. In D. van der Hoek, The effectiveness of restoration measures in species-rich fen meadows p. 65-86. Proefschrift, Wageningen Universiteit.
- Van der Molen, P.C. & S.P. Hoekstra (1988) A paleoecological study of a hummock-hollow complex from Engbertsdijksveen, in the Netherlands. *Review of Palaeobotany and Palynology* 56: 213-274.



- Van der Molen, P., G. Baaijens, A. Grootjans & A. Jansen (2010) Werkkader Landschapsecologische systeemanalyse.  
[www.natura2000.nl/pages/landschapsecologische-systeemanalyse-lesa.aspx](http://www.natura2000.nl/pages/landschapsecologische-systeemanalyse-lesa.aspx)
- Van der Molen, P.C., G.J. Baaijens, A.P. Grootjans en A.J.M. Jansen (2011) LESA, Landscape Ecological System Analysis; Dienst Landelijk Gebied.
- Van der Schaaf, S. (1999) Analysis of the hydrology of raised bogs in the Irish Midlands. A case study of Raheenmore Bog and Clara Bog. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen.
- Van der Schaaf, S. van der (2002) Bog hydrology. In: Schouten, M.G.C. (Ed.), *Conservation and Restoration of Raised Bogs; geological, hydrological and ecological studies*, pp. 54-109. Dúchas, The Heritage Service of the Department of the Environment and Local Government, Ireland; Staatsbosbeheer, The Netherlands; Geological Survey of Ireland.
- Van der Schaaf, S. & J.G. Streefkerk (2002) Relationships between biotic and abiotic conditions. In: Schouten, M.G.C. (Ed.), *Conservation and Restoration of Raised Bogs; geological, hydrological and ecological studies*, pp. 186-209. Dúchas, The Heritage Service of the Department of the Environment and Local Government, Ireland; Staatsbosbeheer, The Netherlands; Geological Survey of Ireland.
- Van der Schaaf, S. (2005) Intern hydrologisch onderzoek; in: *Vooronderzoek Wierdense Veld: Eindrapportage mei 2005*, vol, ed. H. Tomassen, G. J. van Duinen, F. Smolders, E. Brouwer, S. van der Schaaf, G. van Wirdum, H. Esselink en J. Roelofs, 15-25. Onderzoekcentrum B-ware, Stichting Bargerveen, Wageningen Universiteit, NITG-TNO & Radboud Universiteit Nijmegen.
- Van der Schaaf, S., M.J. van der Ploeg, S.H. Vuurens & M.M.J. ten Heggeler (2010) Effects of Drain Blocking on the Acrotelm of Two Raised Bogs in the Irish Midlands: A Quantitative Assessment. In: M. Eiseltová (Ed.); *Restoration of Lakes, Streams, Floodplains and Bogs in Europe. Principles and Case Studies. Wetlands: Ecology, Conservation, Management*. Vol. 3:243-263. Springer.
- Van der Schaaf, S. (2011) Hydrologische relaties van hoogveenrestanten met hun omgeving. In: Tomassen, Hilde, Fons Smolders, Juul Limpens, Sake van der Schaaf, Gert-Jan van Duinen, Geert van Wirdum, Hans Esselink en Jan Roelofs; *Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 2e fase OBN Hoogvenen 2004-2006*, pp. 103-128. Bosschap, bedrijfsschap voor bos en natuur.
- Van Dijk, G., C. Fritz, F. Smolders, N. Straathof, G. van Duinen, A. Grootjans (2009) De Brunssummerheide, een uniek maar bedreigd stukje Nederland. Een systeemanalyse van het hellingveen op de Brunssummerheide. *Natuurhistorisch Maandblad* 98: 233-238.
- Van Dijk, G., F. Smolders, C. Fritz, A. Grootjans, N. Straathof & G.-J. van Duinen (2012) Ecologische gradiënten op de helling in de Brunssummerheide. *De Levende Natuur* 113: 174-179.
- Van Dijk, G., H.H. Van kleef, G.A. Van Duinen, J. Kuper & A.J.P. Smolders (2014) De rijke watermacrofauna van het hellingveen in de Brunssummerheide. *Natuurhistorisch Maandblad* 103 (11): 293-298.
- Van Dijk, G., E.J. Weeda, C.M.S. Burger, N.G.J. Straathof, A.J.P. Smolders (2016) De Breukberg, een kleine, kwetsbare parel. *Natuurhistorisch Maandblad* 105: 25-32.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg (2012) Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2397; 68 blz.; 1 fig.; 3 tab.; 21 ref.
- Van Duinen, G.A., A.M.T. Brock, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters & H. Esselink (2004a) Do raised bog restoration measures rehabilitate aquatic fauna diversity? A comparative study between pristine, degraded, and rewetted raised bogs. In: Paivanen, J. (Ed.) *Wise use of peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress, 6-11 June 2004 Tampere, Finland*, pp. 399-405.
- Van Duinen, G.A., A.J. Dees & H. Esselink (2004b) Importance of permanent and temporary water bodies for aquatic beetles in the raised bog remnant Wierdense Veld. *Proceedings Experimental and Applied Entomology (NEV)* 15: 15-20.
- Van Duinen, G.A., T. Timm, A.J.P. Smolders, A.M.T. Brock, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink (2006) Differential response of aquatic oligochaete species to increased nutrient

- availability - a comparative study between Estonian and Dutch raised bogs. *Hydrobiologia* 564: 143-155.
- Van Duinen, G.A., A.J.M. Jansen en J.G.M. Roelofs (2008) Advies over bufferzone Bargerveen; OBN Deskundigenteam Nat zandlandschap, Ede.
- Van Duinen, G.A., E. Brouwer, A.J.M. Jansen, J.G.M. Roelofs & M.G.C. Schouten (2009) Van hoogveen- en venherstel naar herstel van een compleet nat zandlandschap. *De Levende Natuur* 110: 118-123.
- Van Duinen, G., H. Tomassen, J. Limpens, F. Smolders, S. van der Schaaf, W. Verberk, D. Groenendijk, M. Wallis de Vries & J.G.M. Roelofs (2011) Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland. Samenvatting onderzoek en handleiding hoogveenherstel 1998-2009. Rapport Bosschap, Driebergen.
- Van Duinen, G.A. (2013) Rehabilitation of aquatic invertebrate communities in raised bog landscapes. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Van Duinen, G.A. (2014) Ontwikkelingen van de ongewervelde fauna na herstelmaatregelen in het hoogveenrestand Engbertsdijkerven 2006-2014. Rapport Stichting Bargerveen.
- Van Duinen, G.-J., Fritz, C., & Couwenberg, J. (2015) Effecten van herstelmaatregelen op vastlegging en emissie van broeikasgassen in de Deurnsche Peel en Mariapeel: monitoring ecosysteemdiensten Life+ Peelvenen. Projectnummer: LIFE11 NAT/NL/777 Peelvenen, PWE 530293-804,
- Van Duinen, G.J., J.R. Von Asmuth, J. Medenblik & L. Van Tweel-Groot (2016) Werken aan effectieve herstelstrategieën en GGOR-processen voor hoogvenen in Nederland. Verslag van twee themadagen over hoogveenherstel; Rapport nr. 2016/... VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen.
- Van Kleef, H. (2010) Identifying and crossing thresholds in managing moorland pool macroinvertebrates. Proefschrift Radboud Universiteit, Nijmegen.
- van Loon, A. & W.J. Zaadnoordijk (2015) Vlakdekkende tijdreeksanalyse: Een data-gedreven methode voor het projecteren van grondwaterstandreeksen. *Stromingen* 23(3): 37-51.
- Van Mullekom, M., E.C.H.E.T. Lucassen, M. Weijters, H.B.M. Tomassen, R. Bobbink, A.J.P. Smolders (2013) Van landbouw naar natuur: gericht op zoek naar kansen! *De Levende Natuur* 114: 120-126.
- Van Mullekom, M., H. Tomassen, F. Smolders & M. Krol (2014) Veenvorming en koolstoffixatie in het Zuidlaardermeergebied. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 11: 4-7.
- Van Mullekom, M., F. Smolders & J. Roelofs (2015) Bodem- en hydrochemisch onderzoek randzone Aamsveen. Rapport 2015.32, Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Van Seters, T.E. & J.S. Price (2001) The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes* 15(2): 233-248.
- Van Wirdum, G. (1981) Linking up the natec subsystem in models for the water management; Water resources management on a regional scale, Proceedings of Technical Meeting 27 (in English). Commissie voor Hydrologisch Onderzoek - TNO, The Hague.
- Van Wirdum, G. (1993) Ecosysteemvisie hoogvenen. IBN-DLO rapport 035. IBN-DLO, Wageningen.
- Vanselow-Algan, M., S.R. Schmidt, M. Greven, C. Fiencke, L. Kutzbach & E.-M. Pfeiffer (2015) High methane emissions dominated annual greenhouse gas balances 30 years after bog rewetting. *Biogeosciences* 12: 4361-4371.
- Velders, G.J.M., Aben, J.M.M., Geilenkirchen, G.P., den Hollander, H.A., van der Swaluw, E., De Vries, W.J. & van Zanten, M.C. (2015) Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland. Rapportage 2014. RIVM Rapport 2015-0119, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Velders, G.J.M., Aben, J.M.M., Geilenkirchen, G.P., den Hollander, H.A., Megens, L., van der Swaluw, E., De Vries, W.J. & van Zanten, M.C. (2016) Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland. Rapportage 2015. RIVM Rapport 2016-0068, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Venema, G.A. (1855) De hoge veenen en het veenbranden. Kruseman, Haarlem.
- Verberk W.C.E.P., G.A. van Duinen, T.M.J. Peeters & H. Esselink (2001) Importance of variation in water-types for water beetle fauna (Coleoptera) in Korenburgerveen, a bog

- remnant in the Netherlands. *Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (NEV)* 12: 121-128
- Verberk W.C.E.P., A.M.T. Brock, G.A. van Duinen, M. van Es, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters, M.J.A. Smits, L. Timan & H. Esselink (2002) Seasonal and spatial patterns in macroinvertebrate assemblage in a heterogeneous landscape. *Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (NEV)* 13: 35-43.
- Verberk, W.C.E.P. & H. Esselink (2006) Invloed van aantasting en maatregelen op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen (eindrapportage 2<sup>e</sup> fase). Directie Kennis-LNV, Ede.
- Verberk, W.C.E.P. (2008) Matching species to a changing landscape. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Verberk, W.C.E.P., A.P. Grootjans & A.J.M. Jansen (2009) Natuurherstel: van standplaats naar landschap. *De Levende Natuur* 110: 105-110.
- Verry, E.S. (1984) Microtopography and water table fluctuation in a Sphagnum mire. *Proc. 7<sup>th</sup> Int. Peat Congress Dublin, June 18-23 1984*. Vol.2:11-31. *The International Peat Society*, Helsinki, Finland.
- Versfelt, H.J. (2003) De Hottinger-atlas van Noord- en Oost-Nederland 1773-1794. Heveskes Uitgevers, Groningen.
- Versteeg, R. & B. De Graaff (2009) Validatieplan waterkwantiteitsmetingen; rapportnummer 2009-20, Stowa, Utrecht.
- Verstraeten, W.W., B. Muys, J. Feyen, F. Veroustraete, M. Minnaert, I. Meiresonne & A. de Schrijver (2005) Comparative analysis of the actual ecotranspiration of Flemish forest and cropland, using the soil water balance model WAVE. *Hydrology and Earth System Sciences* 9: 225-241.
- Vogt, T., P. Schneider, L. Hahn-Woernle & O.A. Cirpka (2010) Estimation of seepage rates in a losing stream by means of fiber-optic high-resolution vertical temperature profiling. *Journal of Hydrology* 380(1): 154-164.
- Von Asmuth, J.R. (2011) Over de kwaliteit, frequentie en validatie van druksensorreeksen On the quality, frequency and validation of pressure sensor series (in Dutch); Rapportnr. KWR 2010.001, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Von Asmuth, J.R., A.P. Grootjans & S. Van der Schaaf (2011) Over de dynamiek van peilen en fluxen in vennen en veentjes. Eindrapport deel 2, OBN-onderzoek 'Herstel van biodiversiteit en landschapsecologische relaties in het natte zandlandschap'; Rapport nr. 2011/OBN147-2-NZ, Boschap, bedrijfsschap voor bos en natuur, Driebergen.
- Von Asmuth, J.R. & I. Leunk (2012) Winterpeilaanpassing Veerse Meer. (Niet-lineaire) hydrologische situatie en effecten op watervoerend pakket en deklaag; Rapportnr KWR 2012.091, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Von Asmuth, J.R., S. Van der Schaaf, A.P. Grootjans & C. Maas (2012a) Vennen en veentjes: (niet-)ideale systemen voor niet-lineaire tijdreeksmodellen. *Stromingen* 18(2): 97 - 112.
- Von Asmuth, J.R., S. Van der Schaaf, A.P. Grootjans & C. Maas (2012b) Weerstand en wegzijging in natte natuurgebieden; in: *NHV lezingenmiddag 'Tijdreeksanalyse in hydrologisch toepassingsperspectief'*.
- Von Asmuth, J.R. (2015) Kwaliteitsborging grondwaterstands- en stijghoogtegegevens: Protocol voor datakwaliteitscontrole (QC) (werkversie 1.0); Rapportnr. KWR 2015.013 KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Von Asmuth, J.R. & F.C. Van Geer (2015) Kwaliteitsborging grondwaterstands- en stijghoogtegegevens: Systematiek en methodiek voor datakwaliteitscontrole (QC); Rapportnr. KWR 2015.004 KWR Watercycle Research Institute / TNO, Nieuwegein / Utrecht.
- Vonk, M., C.C. Vos & D. Van der Hoek (2010) Adaptatiestrategie voor een klimaatbestendige natuur; PBL-publicatie 500078002, Den Haag/Bilthoven.
- Voortman, B., F. Bosveld, R. Bartholomeus & J. Witte (2016a) Spatial extrapolation of lysimeter results using thermal infrared imaging. *Journal of Hydrology*.
- Voortman, B., J.P. Witte, H.v. Rheenen, F. Bosveld, J. Elbers, F.v. Bolt, J. Heijkers, J. Hoogendoorn, A. Bolman, T. Spek & M. Voogt (2016b) Een nieuwe en handzame

- lysimeter: eerste stap naar een nationaal netwerk voor de werkelijke verdamping?  
*Stromingen* 22(2): 49-63.
- Waddington, J.M., Strack, M. & Greenwood, M.J. (2010) Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO<sub>2</sub> exchange to ecosystem-scale restoration, *Journal of Geophysical Restoration* 115, DOI: 10.1029/2009JG001090.
- Warren, W., M. Smyth, J.J.M. van der Meer & R.F. Hammond (2002); Geology. In: Schouten, M.G.C. (Ed.), Conservation and Restoration of Raised Bogs; geological, hydrological and ecological studies, pp. 16-53. Dúchas, The Heritage Service of the Department of the Environment and Local Government, Ireland; Staatsbosbeheer, The Netherlands; Geological Survey of Ireland.
- Waughman, G.J. (1980) Chemical aspects of the ecology of some south German peatlands. *Journal of Ecology* 68: 1025-1046.
- Weber, C.A. (1902) Vegetation und Entstehung des Hochmoors von Austumal im Memeldelta mit vergleichenden Ausblicken auf andere Hochmoore der Erde. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin.
- Welch, A.R., Gillman, M.P. & John, E.A. (2006) Effect of nutrient application on growth rate and competitive ability of three foliose lichen species. *Lichenologist* 38: 177-186.
- Westhoff, V. & J. van Dijk (1952) Experimenteel successie-onderzoek in natuurreserveaten, in het bijzonder in het Korenburgerveen bij Winterswijk. *De Levende Natuur* 55 (1): 5-16.
- Wheeler, B.D. & M.C.F. Proctor (2000) Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* 88: 187-203.
- Wheeler, B.D. & S.C. Shaw (1995) Restoration of damaged peatlands with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction. London: HMSO.
- Whittington, P., Strack, M., van Haarlem, R., Kaufman, S., Stoesser, P., Maltez, J., Price, J.S. & Stone, M. (2007) The influence of peat volume change and vegetation on the hydrology of a kettle-hole wetland in Southern Ontario, Canada. *Mires and Peat* 2(9): 1-14.
- WHO (2000) Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91.
- Wichmann S. & Kobbing, J.F. (2015) Common reed for thatching – a first review of the European market. *Industrial crops and products* 77: 1063-1073.
- Wichtmann, W. C. Schröder & H. Joosten (2016) Paludikultur - Bewirtschaftung nasser Moore, Klimaschutz - Biodiversität - regionale Wertschöpfung. Schweizerbart Science Publishers.
- Wiedermann, M.M., Gunnarsson, U., Nilsson, M.B., Nordin, A. & Ericson, L. (2009) Can small-scale experiments predict ecosystem responses? An example from peatlands. *Oikos* 118: 449-456.
- Winters, G. & J.J. van den Berg (2006) GXG-karteringsmethoden, een verkenning naar de methoden, toepassingen en mogelijke ontwikkelingen; STOWA rapportnr. 26, Utrecht.
- Witte, J.P.M., J. Runhaar & R. Van Ek (2009) Ecohydrologische effecten van klimaatverandering op de vegetatie van Nederland; rapportnr. 2009.032, KWR, Nieuwegein.
- Wolseley, P.A., Leith, I.D., van Dijk, N. & Sutton, M.A. (2006) Detecting changes in epiphytic lichen communities at sites affected by atmospheric ammonia from agricultural sources. *The Lichenologist* 38(2): 161-176.
- Xu, C.-Y. & V.P. Singh (1998) A review on monthly water balance models for water resources investigations. *Water Resources Management* 12,(1): 20-50.
- Yeh, P.J.F., S. Swenson, J. Famiglietti & M. Rodell (2006) Remote sensing of groundwater storage changes in Illinois using the Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE). *Water Resources Research* 42(12).
- Yli-Petäys, M., Laine, J., Vasander, H. & Tuittila, E. S. (2007) Carbon gas exchange of a re-vegetated cut-away peatland five decades after abandonment. *Boreal Environmental Research* 12: 177-190.
- Yurkovskaya, T.K. (1995) Mire system typology for use in vegetation mapping. *Gunneria* 70: 73-82.
- Zhang, G. & H. Savenije (2005) Rainfall-runoff modelling in a catchment with a complex groundwater flow system: application of the Representative Elementary Watershed (REW)

approach; in: *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, vol 9, no 3, pag 243-261.

## **Bijlagen Hydrologie**



# 1 Enkele hydrologische grootheden

## 1.1 Overzicht

Deze bijlage gaat over hydrologische grootheden die van belang zijn in de hydrologie van hoogveenreservaten. Men mag er niet van uitgaan dat elke beheerder daarmee vertrouwd is. Daarom passeren hieronder de meest algemene grootheden hieronder de revue. We behandelen achtereenvolgens

- Grondwaterstand en verzadigde zone
- Stijghoogte
- Doorlatendheid en de wet van Darcy
- Doorlaatvermogen en daaraan gekoppeld het hydrologische gedrag van de acrotelm
- Verticale weerstand
- Bergingscoëfficiënt

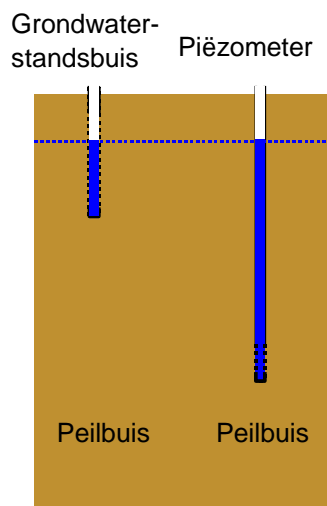
## 1.2 Grondwaterstand en verzadigde zone

De grondwaterstand is de hoogte van de grondwaterspiegel. Die vindt men door een geperforeerde buis die aan de onderkant dicht is, in de grond te steken tot in het grondwater. Als de buis zich heeft gevuld, is de waterstand in de buis gelijk aan de grondwaterspiegel. Zo'n buis wordt **grondwaterstandsbuis** genoemd. In nagenoeg alle natte natuurreservaten staan grondwaterstandsbuizen.

Vaak wordt aangenomen dat de verzadigde zone, dat is het deel van het bodemprofiel dat verzadigd is met water, aan de bovenkant wordt begrensd door de grondwaterspiegel. Strikt genomen is dat niet juist. Door capillaire werking, het verschijnsel dat water in kleine poriën (*capillairen*) tegen een zekere onderdruk in toch een porie kan vullen, zal boven de grondwaterspiegel nog een dunne met water verzadigde laag kunnen voorkomen. In de praktijk van het hoogveenbeheer is het praktisch nooit nodig, er rekening mee te houden.

## 1.3 Stijghoogte

Stijghoogte is de drijvende kracht achter de stroming van grondwater. Stijghoogte wordt gemeten met een piëzometer. Dat is een dichte buis met een kort filter dat meestal onderin zit. Om de gedachten te bepalen: 5-20 cm lang. Een stuk blinde buis beneden het filter kan eventueel dienen als opvang voor ongerechtigdheden in de buis. In de buis stijgt het water tot een bepaald niveau. Dat is de stijghoogte van het grondwater op de plaats van het filter.

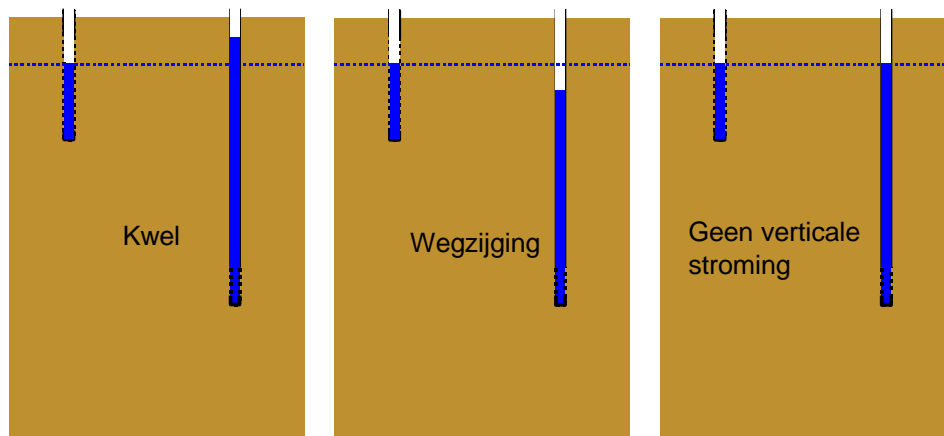


**Figuur 1-1. Grondwaterstandsbuis (links) en piëzometer (rechts). De verzamelnaam voor beiden is *peilbuis*.**

**Figure 1-1. Phreatic dip-well (left) and a piezometer (right).**

In Figuur 1-1 staat het water in beide peilbuizen (verzamelnaam voor grondwaterstandsbuis en piëzometer) even hoog. Staat het water in de piëzometer hoger dan in de grondwaterstandsbuis, dan is de stijghoogte op de diepte van het filter hoger dan de

grondwaterstand en is er sprake van kwel. Als het omgekeerde het geval is, dan is er wegzijging en staan de waterspiegels in beide precies even hoog, dan is er geen verticale stroming van water. Deze drie toestanden zien we in Figuur 1-2.

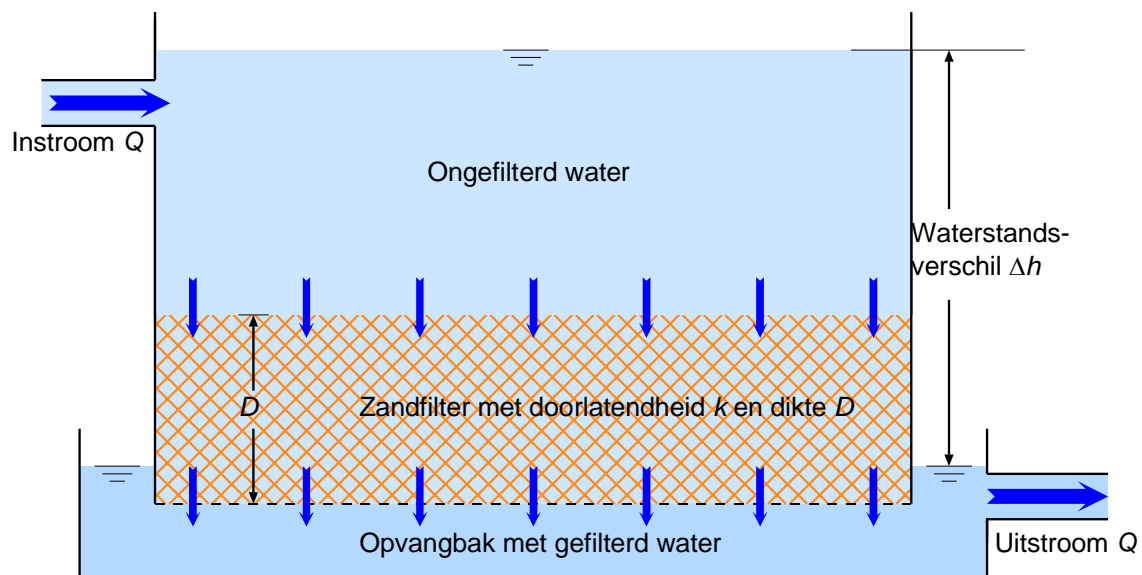


**Figuur 1-2. Kwel (piëzometer hoger), wegzijging (piëzometer lager) en geen meetbare verticale stroming (piëzometer en grondwaterstandsbuis hebben gelijk peil). Het rechter plaatje is een herhaling van Figuur 1-1.**

Figure 1-2. Upward seepage (piezometer has higher level), downward seepage (piezometer has lower level) and no measurable vertical seepage (phreatic dip well and piezometer have the same level). The right hand picture is the same as Figure 1-1.

## 1.4 Doorlatendheid en de wet van Darcy.

In 1856 publiceerde de Franse ingenieur Henry Darcy zijn ontwerp voor de waterleiding van de Franse stad Dijon. Het was een systeem dat volledig onder natuurlijk verval werkte. Daarin vermeldde hij dat in zijn zandfilters de doorstroomsnelheid van het water evenredig bleek te zijn met de totale hoogte van de waterkolom op de filters en omgekeerd evenredig met de dikte van het zandbed. De evenredigheidsconstante voor de kolomhoogte bleek afhankelijk te zijn van de grofheid van het zand. Die evenredigheidsconstante staat nu bekend onder de naam *doorlatendheid*, meestal geschreven met het symbool  $k$ . Een schematische afbeelding van een filteropstelling staat in Figuur 1-3.



**Figuur 1-3. Filteropstelling met de belangrijkste symbolen voor vergelijking ( 1-1).**

Figure 1-3. Filtration setup with the essential symbols of Equation (1-1).

De vergelijking voor de in- en uitstroom (debiet)  $Q$  in volume per tijd bij lengte  $L$  en breedte  $B$  van de filterbak ( $L$  en  $B$  niet getoond in Figuur 1-3) wordt dan

$$Q = LBk \frac{\Delta h}{D} \quad (1-1)$$

Vergelijking (1-1) gaat uit van een rechthoekige bak met een lengte  $L$  en een breedte  $B$ . De vorm van de bak maakt voor de stroming geen verschil. Het gaat om de dwarsdoorsnede loodrecht op de stromingsrichting. Daarom wordt in plaats van  $L \times B$  of  $LB$  ook wel  $A$  van "Area" geschreven. Een doorstroomde dwarsdoorsnede is nu eenmaal niet per definitie rechthoekig.

Het water gaat het filter in en uit met een snelheid  $v$ , de filtersnelheid. In de vergelijking voor  $v$  vervallen  $L$  en  $B$ , zodat we overhouden

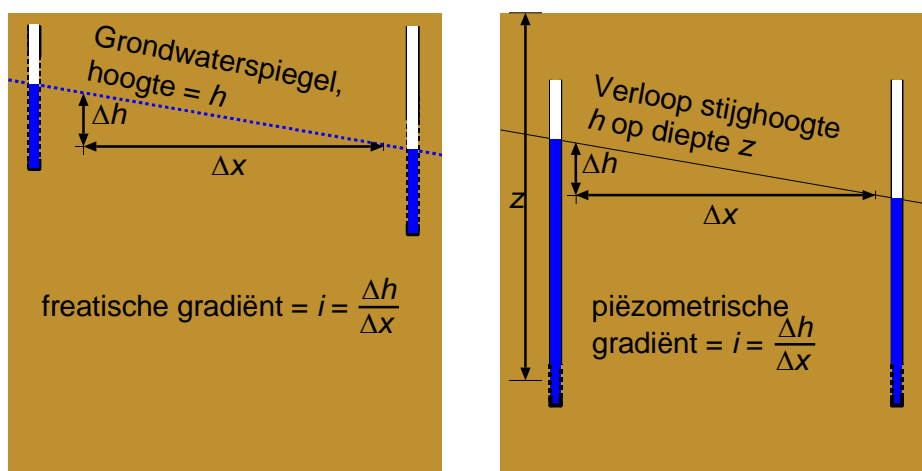
$$v = k \frac{\Delta h}{D} \quad (1-2)$$

In meer algemene vorm wordt de wet van Darcy vaak geschreven als

$$v = -ki \quad (1-3)$$

Daarin is  $i$  de gradiënt of het verhang van de grondwaterspiegel of de stijghoogte (Figuur 1-4). Merk op dat in Figuur 1-3 de stroming verticaal is en dat in Figuur 1-4 de horizontale component overheerst. Voor de stromingswet van Darcy maakt dat niets uit.

Het minteken geeft aan dat het water in de richting van afnemende  $h$  stroomt. Voor de praktijk van het natuurbeheer mag men het negeren.



**Figuur 1-4. Gradiënt van de grondwaterspiegel ofwel de freatische gradiënt en de gradiënt van de stijghoogte op een diepte  $z$ , de piëzometrische gradiënt, beide met symbool  $i$ . De wet van Darcy geldt voor beiden.**

**Figure 1-4. Phreatic gradient and piezometric gradients at a depth  $z$ , both with symbol  $i$ . Darcy's law holds for both.**

De wiskundig geschoolden onder ons zullen misschien opmerken dat het tot nu toe gebruikte symbool  $\Delta$  voor 'een stuk van' misplaatst is als de gradiënt van punt tot punt varieert. Dan moet inderdaad strikt genomen  $\Delta$  worden vervangen door  $d$ , dus  $dh/dx$ , lees: de verandering van  $h$  met  $x$ . Deze handleiding is niet de plaats om op dit verschil in te gaan. De praktijk van het natuurbeheer kan er heel goed zonder.

In plaats van  $v$  wordt ook wel  $q$  (kleine letter!) geschreven. De betekenis is dezelfde. De wet van Darcy geldt voor praktisch elke stroming van een vloeistof in een poreus medium, dus ook voor water in veen. De doorlatendheid  $k$  is lengte per tijd, net als  $v$ , want  $i$  is lengte gedeeld door lengte en dus een getal. Omdat grondwaterstroming een langzaam proces is, wordt voor de tijd meestal in plaats van de seconde de dag genomen. De doorlatendheid gaat daarom meestal in meters per dag, m/d of  $md^{-1}$ .

## 1.5 Doorlaatvermogen en het gedrag van de acrotelm

In de vorige paragraaf hebben we gezien dat de doorlatendheid eigenlijk een materiaalgrootheid is, waarin de afmetingen van een doorstroomd profiel niet verwerkt zijn. Als we volume per tijd willen berekenen, hebben we echter wel een afmeting nodig, namelijk de grootte van de dwarsdoorsnede loodrecht op de stromingsrichting.

Meestal wordt stroming van grondwater tweedimensionaal afgebeeld. De richting loodrecht op het papier of het beeldscherm doet dan dus niet mee. Dat is verantwoord als in die richting over een redelijke afstand geen noemenswaardige verandering in het stromingsbeeld optreedt. Een volume past niet in een tweedimensionaal beeld. Dan wordt de grootheid  $Q$

gegeven in vierkante meters per dag ( $\text{m}^2\text{d}^{-1}$ ). Dat is hetzelfde als  $\text{m}^3\text{d}^{-1}$  per meter in de richting loodrecht op het beeldvlak. Die tweedimensionale  $Q$  gaat in  $\text{m}^3\text{d}^{-1}\text{m}^{-1}=\text{m}^2\text{d}^{-1}$ , vierkante meters per dag dus.

Meestal staat die extra lengtedimensie niet afzonderlijk in de berekening, maar is die als het ware ingebouwd in een vervanger voor de doorlatendheid, het *doorlaatvermogen* met symbool  $kD$ . Inderdaad,  $k$  maal dikte, de dikte van de doorstroomde laag. Die gaat meestal in de eenheid  $\text{m}^2\text{d}^{-1}$ , ook geschreven als  $\text{m}^2/\text{d}$ . Dat kunnen we invullen in vergelijking (3-1) onder weglating van het minteken:

$$Q = kDi \quad (1-4)$$

Er zit echter bij gebruik van  $kD$  een addertje onder het gras. Als de doorlatendheid op elke diepte dezelfde zou zijn, is er geen vuiltje aan de lucht en kunnen we de vermenigvuldiging van  $k$  en  $D$  probleemloos uitvoeren. In werkelijkheid is iedere grond gelaagd. Eigenlijk moeten de afzonderlijke  $kD$ -waarden per laagje bij elkaar worden opgeteld om de effectieve  $kD$  van de laag te vinden. Omdat vrijwel alle bepalingsmethoden voor dikke zandpakketten  $kD$ -waarden en geen  $k$  opleveren, is dat probleem zelden aan de orde. Voor watervoerende pakketten vindt men in Dinoloket (<https://www.dinoloket.nl/>) dan ook alleen maar  $kD$ -waarden.

Om het hydrologische gedrag van een acrotelm te begrijpen, is  $kD$  een essentiële grootheid. Het volgende voorbeeld laat dit zien.

## 1.6 Waterstand en $kD$ in een hoogveen met acrotelm. Een getallenvoorbeeld

We gaan uit van een laag van 20 cm dikte aan de bovenkant van een functionerend hoogveen van 5 m dik. Dat mag ook (veel) minder zijn; voor het eindresultaat maakt het weinig uit.

De acrotelm verdelen we in 10 laagjes van 2 cm dik. De doorlatendheid van elk laagje is de helft van die van het laagje erboven. Het bovenste laagje krijgt een doorlatendheid van 1024 m per dag, elk volgend laagje eronder de helft van het laagje dat er direct boven ligt. Dit is een realistische en niet extreme situatie voor een levend hoogveen. Het onderste laagje van de acrotelm krijgt dan een doorlatendheid  $k$  van  $2 \text{ md}^{-1}$ . Voor het eronder liggende veenpakket van 4,80 m nemen we een gemiddelde doorlatendheid van  $0,1 \text{ md}^{-1}$ .

**Tabel 1-1. Doorlaatvermogen  $kD$  van een voorbeeld-acrotelm van boven naar onder.**

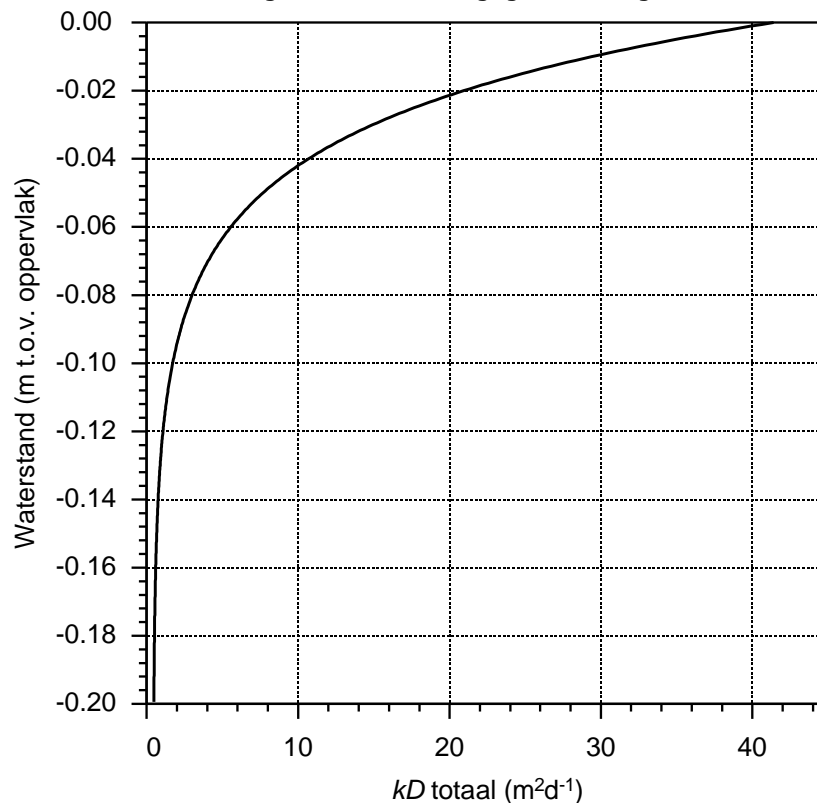
**Table 1-1. Transmissivity  $kD$  in an acrotelm model from the surface downwards. Depths are given as negative values.**

Laag nr.	Hoogte bovenkant (m)	Gemiddelde doorlatendheid $k$ ( $\text{md}^{-1}$ )	Dikte $D$ (m)	Doorlaatvermogen $kD$ per laag ( $\text{m}^2\text{d}^{-1}$ )	$kD$ tot veenbasis ( $\text{m}^2\text{d}^{-1}$ )
10	0	1024	0,02	20,48	41,40
9	-0,02	512	0,02	10,24	20,92
8	-0,04	256	0,02	5,12	10,68
7	-0,06	128	0,02	2,56	5,56
6	-0,08	64	0,02	1,28	3,00
5	-0,10	32	0,02	0,64	1,72
4	-0,12	16	0,02	0,32	1,08
3	-0,14	8	0,02	0,16	0,76
2	-0,16	4	0,02	0,08	0,60
1	-0,18	2	0,02	0,04	0,52
0	-0,20	0,1	4,80	0,48	0,48
Veenbasis	-5,00				

De waterstand in de acrotelm bepaalt, welk deel van het doorlaatvermogen voor de stroming wordt gebruikt, want de waterspiegel begrenst het doorstroomde profiel aan de bovenkant. Bij een waterstand van bijvoorbeeld 10 cm onder het veenoppervlak moet de stroming het doen met een  $kD$  van  $1,7 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ , terwijl die bij een waterstand aan het veenoppervlak 24x zo groot is. De helling van de grondwaterstand (dus de gradiënt  $i$  uit vergelijking (1-4)) in een hoogveen wordt bepaald door de terreinhelling en verandert dus praktisch niet met de

waterstand. In ons voorbeeld is daarom de afvoer bij een waterstand aan het veenoppervlak ook 24 x zo groot als bij een waterstand 10 cm eronder. Hierop berust de regulerende werking van de acrotelm.

Het voorbeeld van Tabel 1-1 is in grafiekvorm weergegeven in Figuur 1-5.



**Figuur 1-5. Verband tussen waterstand en doorlaatvermogen in de voorbeeldacrotelm van Tabel 1-1.**

**Figure 1-5. Relationship of water level and transmissivity  $kD$  in the acrotelm model of Table 1-1.**

Dit gedrag is niet uitzonderlijk. Het komt van nature voor op ieder maaiveld met oppervlakkige afstroming. Het verschil met de acrotelm is, dat de afvoer in een veel dunnere laag plaatsvindt. De acrotelm reguleert de afvoer daardoor veel vloeiender dan een hellend oppervlak met een min of meer 'hard' maaiveld. De tak van de hydrologie die zich hiermee bezighoudt heet in het Angelsaksisch *hillslope hydrology*. Sommige concepten uit dit vakgebied zijn toepasbaar in de hoogveenhydrologie, zoals de in Ierland ontwikkelde PAC, de Potential Acrotelm Capacity die naaste familie is van de TWI, de Topographic Wetness Index (zie bijvoorbeeld [https://en.wikipedia.org/wiki/Topographic\\_Wetness\\_Index](https://en.wikipedia.org/wiki/Topographic_Wetness_Index)).

## 1.7 Verticale weerstand

Bij verticale stroming wordt gerekend met de verticale weerstand, symbool  $c$  of  $C$ , ook wel de  $C$ -waarde genoemd. De verticale weerstand is evenredig met de dikte van de betreffende laag en omgekeerd evenredig met de doorlatendheid in verticale richting. Vrijwel alle minerale en organische pakketten zijn horizontaal gelaagd. Horizontale stroming volgt dan grotendeels de beter doorlatende lagen, terwijl verticale stroming ook alle minder goed doorlatende lagen moet passeren. Daardoor is de verticale doorlatendheid aanzienlijk lager dan de horizontale. Vuistregel voor dekzand: een factor 5-10.

De verticale weerstand van een bodemlaag is omgekeerd evenredig met de verticale doorlatendheid  $k_v$  en evenredig met de laagdikte  $D$ . De bijbehorende vergelijking luidt dan ook

$$c = \frac{D}{k_v} \quad (1-5)$$

De waarde van  $c$  wordt meestal uitgedrukt in etmalen of dagen. De verticale doorstroomsnelheid  $v_v$  of  $q_v$  wordt berekend volgens

$$v_v = \frac{\Delta h}{c}$$

( 1-6)

Daarin is het stijghoogteverschil over de betreffende laag.

Een getallenvoorbeeld: Het stijghoogteverschil  $\Delta h$  tussen boven- en onderkant van een zogenoemde *weerstand biedende laag* bedraagt 1 m. De verticale weerstand  $c$  bedraagt 2000 dagen. De verticale doorstroomsnelheid  $v_v$  is dan gelijk aan 1 m gedeeld door 2000 dagen, is 0,5 mm per dag.

Voor  $c$  geldt net als bij  $kD$  dat de doorlatendheid niet overal in een laag dezelfde is. Dan is  $c$  van de totale laag de optelsom van de  $c$  van alle dunne laagjes waarin de totale laag te verdelen is. Er is wat dit aangaat dus eigenlijk geen verschil met  $kD$  zoals die is uitgewerkt in de vorige paragraaf.

## 1.8 De bergingscoëfficiënt

De bergingscoëfficiënt, meestal aangeduid met  $\mu$  of  $S_y$ , is de verandering van de in de bodem geborgen hoeveelheid water gedeeld door de daarmee gepaard gaande verandering in grondwaterstand. Voorbeeld: als 10 mm water in het systeem wordt geborgen en de waterstand daarmee 10 cm stijgt, geldt  $\mu = 10 \text{ mm} / 10 \text{ cm} = 0,1$ . Voor open water geldt  $\mu = 1$ , want elke mm aan- of afvoer betekent een even grote verhoging of verlaging van de waterspiegel.

Bovenin een goed functionerende acrotelm ligt de bergingscoëfficiënt op 0,4 of hoger. Ter vergelijking: in een minerale grond moet men meestal rekenen met 0,05 tot 0,1. Ivanov (1981) meldde voor hoogvenen waarden tot 0,8 nabij het veenoppervlak. Die hoge waarde kan mede te maken hebben met de door hem gehanteerde definitie van 'veenoppervlak'. Dat was de gemiddelde hoogte over de naaste omgeving van het meetpunt, inclusief bulten en slenken. In de waarde van 0,8 zit dus vrijwel zeker een deel oppervlaktewater in slenken verdisconteerd. Schouwenaars en Vink (1992) vonden in een lysimeterexperiment in de Engbertsdijksvennen voor een vegetatie van *Sphagnum papillosum* waarden tot 0,34 tussen 0 en 15 cm onder de oppervlakte, afnemend tot 0,11 tot 0,17 over een diepte-interval van 10-30 cm. Bedacht moet worden dat het hier niet ging om een goed ontwikkelde acrotelm, waarin de waarden in de toplaag vermoedelijk hoger hadden gelegen. Bij een vergelijking van in uurintervallen geregistreerde waterstanden en neerslag in een goed ontwikkelde acrotelm op Clara Bog (Co. Offaly, Ierland) werd voor waterstanden aan het oppervlak 0,8 gevonden, afnemend naar 0,4 op 25 cm diepte (Van der Schaaf, 1999). Ook hier was in de omgeving van het meetpunt al sprake van enige inundatie bij een waterstand aan het veenoppervlak bij het meetpunt zelf.

De bergingscoëfficiënt neemt af met toenemende diepte van de grondwaterspiegel. De hoofdoorzaak is het met toenemende diepte kleiner worden van de poriën, waardoor boven de grondwaterspiegel meer water capillair wordt vastgehouden, maar de grondwaterspiegel uiteindelijk dieper wegzakt.

Met afnemende bergingscoëfficiënt nemen de schommelingen van de grondwaterstand toe doordat er met een bepaalde verhoging of verlaging van de grondwaterstand bij een lage bergingscoëfficiënt dan bij een hoge.

De bergingscoëfficiënt is niet onder alle omstandigheden precies even groot. Als bijvoorbeeld het niet met water verzadigde deel van een veenprofiel (of een bodemprofiel in het algemeen) veel poriën heeft waar nog water in zit, is het beschikbare volume om nieuw water te bergen kleiner dan wanneer die poriën niet of nauwelijks water bevatten. Daarmee is de bergingscoëfficiënt geen 'harde' grootheid, maar één die enigszins afhangt van de recente hydrologische voorgeschiedenis van de waterhuishouding van een profiel.



## 2 Potentiële acrotelmcapaciteit (PAC)

### 2.1 Wat is de PAC?

Op basis van een studie van Kelly *et al.* (1995) naar het voorkomen van verschillende ecotopen die voor Clara Bog waren onderscheiden, op een aantal Ierse hoogvenen, ontwikkelden Van der Schaaf (2002a) en Van der Schaaf en Streefkerk (2002, 2003) het concept van *Potential Acrotelm Capacity* (PAC), dat de vooruitzichten beschrijft voor (her)ontwikkeling van een hoogveenvormende vegetatie op meer of minder beschadigde hoogvenen. De grootte met symbool  $\tau_{ap}$  en dimensie lengte is de verhouding van doorlaatvermogen  $kD_a$  van de acrotelm en de bijbehorende specifieke afvoer  $v_a$  volgens Ivanov's theorie (Ivanov, 1981), maar kan op basis van diezelfde theorie ook worden beschreven in termen van

- terrehelling  $I$ , uitgedrukt als tangens van de hellingshoek
- de afstand  $L_u$  tot de waterscheiding of het hoogste punt van het veen
- een factor  $f$  voor het stromingspatroon, waarbij  $f=1$  voor min of meer evenwijdige stroming staat,  $f=2$  voor radiaal divergente stroming (in een theoretisch cirkelvormig hoogveen) en  $f<1$  voor convergente stroming. Die laatste komt alleen voor in of naar laagten langs of naar een veenrand. In de praktijk zal  $f$  dus doorgaans tussen 1 en 2 liggen.

De waarden van deze grootheden zijn te schatten uit een hoogtelijnenkaart van het betreffende veen. Gegevens uit AHN zijn daarvoor ook uitstekend geschikt. De uitdrukking luidt

( 2-1)

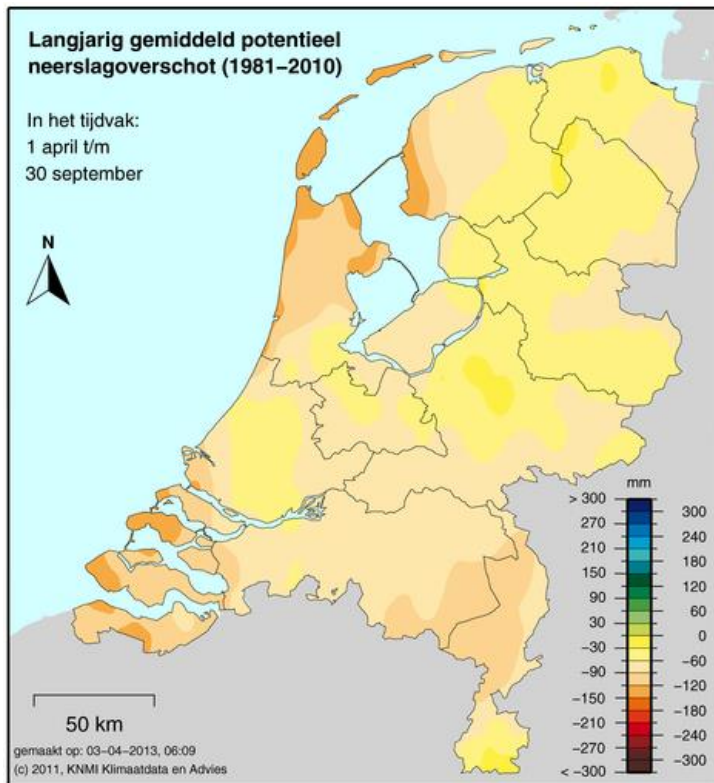
$$\tau_{ap} = \frac{kD_a}{v_a} = \frac{L_u}{fI}$$

Voor Ierse omstandigheden was de conclusie dat  $\tau_{ap}$  omstreeks 50 km of groter zou moeten zijn om van een door bijvoorbeeld begroeiing gedegradeerde veenvegetatie via blokkeren of dempen van greppels weer tot een goed functionerende hoogveenvegetatie te komen. Om er een beeld bij te geven: dat is een helling van 1% (0,01) bij een afstand tot de waterscheiding van 500 m of een helling van 0,1% (1 m/km) bij een afstand tot de waterscheiding van 50 m, in beide gevallen bij evenwijdige stroming. Naarmate de afstand  $L_u$  toeneemt, zal de helling  $I$  meestal ook toenemen, waardoor over grote afstanden  $\tau_{ap}$  boven de kritische ondergrens kan blijven. Daarover volgt in 2.3 meer.

$\tau_{ap}$  is verwant aan de Topographical Wetness Index *TWI* (Beven and Kirkby, 1979) die bij hydrologische modellering van hellende gebieden (*hillslope hydrology*) wordt gebruikt. De *TWI* is de natuurlijke logaritme van de verhouding van de oppervlakte van het bovenstroomse oppervlak per hoogtelijnlengte, vergelijkbaar met  $L_u/f$  in vergelijking ( 2-1), gedeeld door de tangens van de hellingshoek, identiek aan  $I$  in dezelfde vergelijking. Het concept is dus bekend in een andere tak van de hydrologie.

### 2.2 Kritische potentiële acrotelmcapaciteit in Nederland

Voor Nederlandse omstandigheden zal de kritische potentiële acrotelmcapaciteit door de wat hogere verdamping, de iets lagere neerslag en wat frequenter en langduriger neerslagarme of neerslagloze perioden in de zomer waarschijnlijk iets hoger liggen dan in de Ierse Midlands, wellicht 60 km. Die kilometers klinken indrukwekkend, maar vermenigvuldigd ze met de terrehelling die meestal heel klein is en er blijft een beperkte afstand over, zoals blijkt uit het voorbeeld in 2.1. Omdat er in Nederland geen geschikte gebieden meer zijn om vergelijking ( 2-1) te toetsen, blijft het noodgedwongen bij deze schatting. Gezien het verschil in langjarig gemiddelde van het verdampingsoverschot (=negatief neerslagoverschot) over het groeiseizoen tussen Noordoost- en Zuid-Nederland (Figuur 4.10) zal voor bijvoorbeeld het Peelgebied een wat hogere kritische waarde van  $\tau_{ap}$  gelden dan voor Groningen en Drenthe.

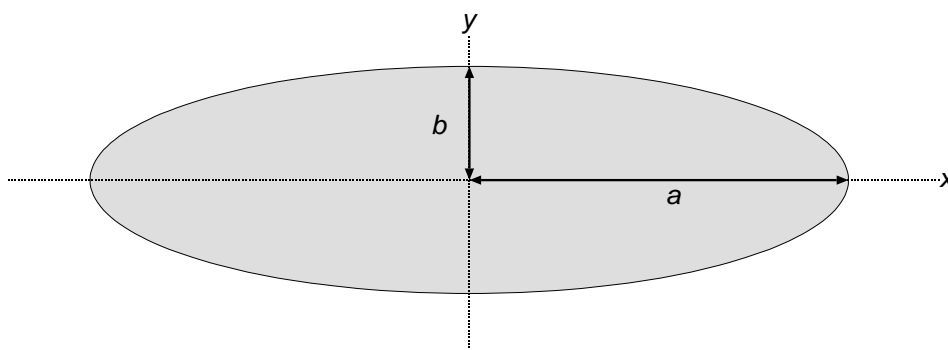


**Figuur 2-1. Langjarig gemiddeld potentieel neerslagoverschot 1 april t/m 30 september, gegevens KNMI (<http://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/geografische-overzichten/archief-neerslagoverschot>).**

Figure 2-1. Long-term mean potential excess precipitation between 1st April and 30th September. Data KNMI.

## 2.3 Het ruimtelijke verloop van de potentiële acrotelmcapaciteit

Bij wijze van voorbeeld gaan we uit van een langgerekt veen dat op dwarsdoorsnede min of meer elliptisch is. Op de meeste min of meer ongerepte hoogvenen kan bij benadering een ellips worden vereffend (Vander Schaaf, 1999).



**Figuur 2-2. Ellips. De bovenste helft benadert de dwarsdoorsnede door een hoogveen.**

Figure 2-2. Ellipse. The upper half approaches the vertical cross-section of a raised bog.

De vergelijking van een ellips (Figuur 2-2) luidt

$$\frac{x^2}{a^2} + \frac{y^2}{b^2} = 1$$

(2-2)

Daarin is  $a$  de halve aslengte in de  $x$ - en  $b$  de halve aslengte in de  $y$ -richting. Geschreven als  $y=f(x)$  wordt dit

(2-3)

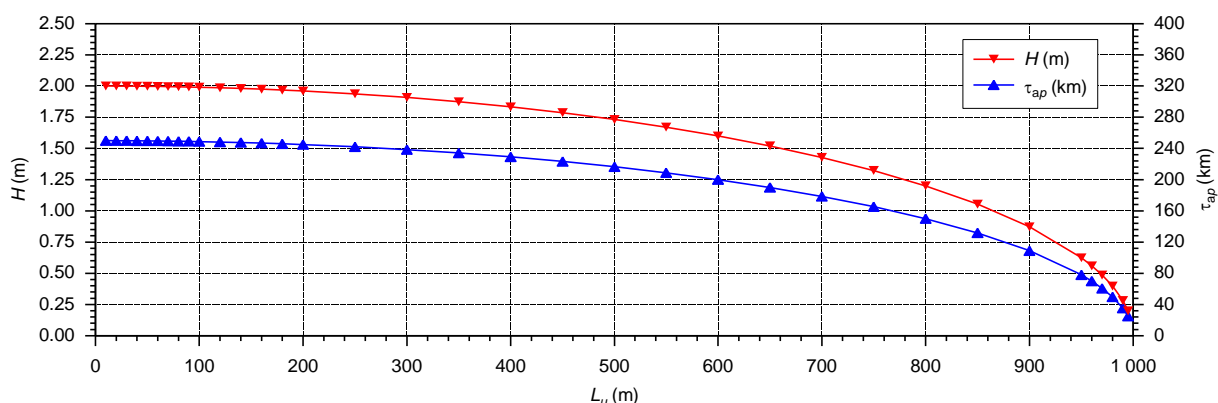
$$y = b \sqrt{1 - \frac{x^2}{a^2}} = b \left(1 - \frac{x^2}{a^2}\right)^{\frac{1}{2}}$$

Als de gradiënt van de waterspiegel gelijk is aan die van het oppervlak in de hellingsrichting, dan is de gradiënt  $I$  gelijk aan de tangens van de terrehellingshoek  $\varphi$  die op zijn beurt weer gelijk is aan de afgeleide van  $y$  naar  $x$ , dus

(2-4)

$$\tan \varphi = \frac{dy}{dx} = \frac{d}{dx} b \left(1 - \frac{x^2}{a^2}\right)^{\frac{1}{2}} = \frac{b}{2} \left(1 - \frac{x^2}{a^2}\right)^{-\frac{1}{2}} \cdot \left(\frac{-2x}{a^2}\right) = I$$

Uit de vergelijkingen (2-1) en (2-4) is voor een op verticale doorsnede ellipsvormig hoogveen een betrekking voor  $\tau_{ap}$  versus de afstand  $x=L_u$  tot het midden van het hoogveen af te leiden. Een berekeningsresultaat voor een theoretisch langgerekt hoogveen met een diameter van 2 km en een hoogte in het midden van 2 m boven de omgeving, is afgebeeld in Figuur 2-3.



**Figuur 2-3. Verloop van terreinhoogte  $H$  (rood) en potentiële acrotelmcapaciteit  $\tau_{ap}$  (blauw) tegen de afstand  $L_u$  tot het midden over de rechter helft van een theoretisch cirkelvormig hoogveen met een straal van 1 km dat op verticale dwarsdoorsnede een halve ellips met een maximale hoogte van 2 m is. De linker helft is niet getoond omdat die een spiegelbeeld van de rechter is.**

**Figure 2-3. Surface level  $H$  (red) and potential acrotelm capacity  $\tau_{ap}$  (blue) versus the distance  $L_u$  to the middle across a theoretical circular raised bog with a radius of 1 km, which has a vertical cross-section with a maximum height of 2 m. The left-hand half is not shown because it is mirrored by the left-hand vertical axis.**

Opvallend is dat in Figuur 2-3  $\tau_{ap}$  ook een ellips vormt. Als de rechterschaal van 0 tot 250 km zou lopen, hadden de rode en de blauwe curve op elkaar gelegen. Uit Figuur 2-3 blijken enkele belangrijke zaken.

- De toenemende afstand  $L_u$  tot de waterscheiding compenseert voor een belangrijk deel de toenemende helling.
- Doordat nabij het midden de helling op grond van de kleine afstand tot de waterscheiding heel klein moet zijn, kan dit deel gevoelig zijn voor plaatselijke zakking van het veen. Meestal gaat dit echter gepaard met verplaatsing van de waterscheiding, waardoor  $L_u$  groter wordt. Omdat de afmetingen van het veen daarbij niet groter worden, zal  $L_u$  aan de andere kant van de waterscheiding afnemen. Dit kan dan daar ongewenste effecten hebben, zoals is vastgesteld bij het hoogveen Raheenmore Bog in Ierland (Van der Schaaf *et al.*, 2010)

De ondergrens van de potentiële acrotelmcapaciteit onderschrijdt de theoretische kritische waarde voor  $\tau_{ap}$ , die meestal ergens tussen 40 en 80 km zal liggen, pas kort voor de

hoogveenrand. Daarbij moeten we ons realiseren dat door de natuur gevormde volkomen verticale veenranden alleen al door grondmechanische oorzaken niet kunnen bestaan. In werkelijkheid zal de elliptische dwarsdoorsnede dus niet zover doorlopen. Het beeld van Figuur 2-3 kan echter wel verklaren, waardoor sommige natuurlijke hoogvenen een steile rand opbouwen. Waar de kritische randhelling wordt overschreden, zal in de zone daarbuiten een niet-hoogveenvormende vegetatie ontstaan. Dat laatste verschijnsel is al beschreven door Weber (1902) en is langs de rand van veel redelijk intacte hoogvenen in de wereld te zien. Daardoor groeit die zone niet verder als hoogveen, maar het gebied erbinnen wel. Waarschijnlijk wordt zo een rand geleidelijk hoger en komt de kritische grens voor veengroei langzaam wat meer naar binnen te liggen. Een hoogveen kan ook aan de rand voldoende vlak zijn om zich zijdelings uit te breiden. Zijdelingse uitbreiding is door Malmström (1923) aan de hand van profielonderzoek geconstateerd aan Degerö Stormyr in noord-Zweden. Osvald (1923) bespreekt in hetzelfde jaar ook de zijdelingse uitbreiding van hoogvenen in zuid-Zweden aan de hand van waarnemingen van oudere auteurs.

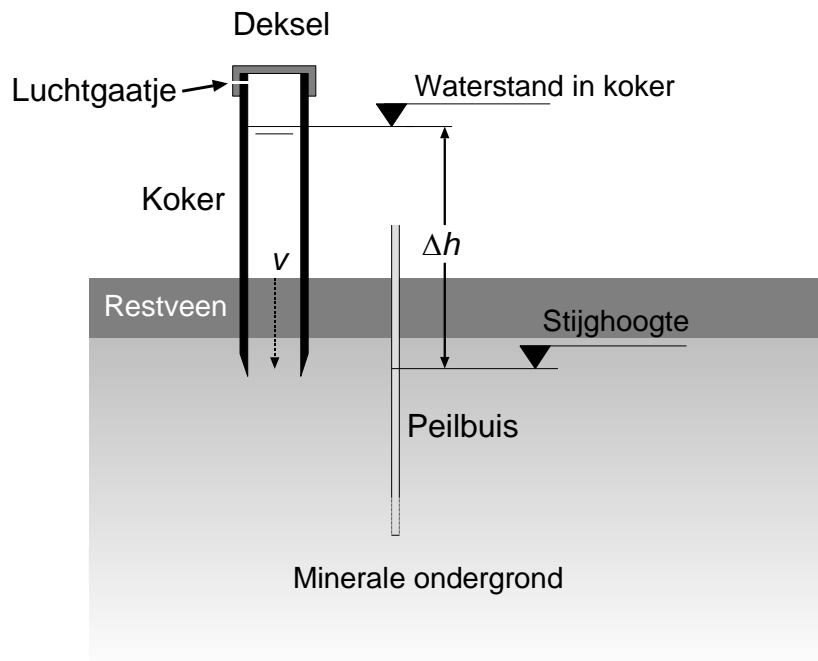
### 3 Bepaling van de verticale weerstand van resthoogveen met de kolommethode

#### 3.1 Doel

Het *in situ* bepalen van de verticale weerstand van een restveenlaag op een min of meer doorlatende minerale ondergrond.

#### 3.2 Werkwijze

Een ronde buis van redelijk slagvaste kunststof en een diameter van ongeveer 25 cm wordt met een houten of kunststofhamer rechtstandig in de grond geslagen tot de onderkant zich in de minerale ondergrond bevindt en een deel van de buis ter lengte van 30 cm of liefst iets meer nog boven het veen uitsteekt. Een houtblok op de buis voorkomt beschadiging van de bovenrand. De onderrand is aan de buitenkant afgeschuind om het indringen in de grond te vergemakkelijken. De binnenwand is recht om zo min mogelijk verstoring van de grondkolom in de buis te veroorzaken. Eventueel kunnen oppervlakkige plantenwortels die in de weg zitten, aan de buitenkant van de buis worden doorgestoken. Zo wordt een grondkolom gestoken die op zijn plaats blijft, maar hydrologisch is geïsoleerd van het omringende veen. In de grondkolom kan nu alleen nog verticale stroming optreden. Vervolgens wordt de buis gevuld met water uit het veengebied zelf. Zo moet een volledig verzadigde grondkolom ontstaan. Dat kan enige tijd (reken op een week) duren als de waterstand in het veen enkele dm of meer onder het veenoppervlak staat. Na de rusttijd wordt de buis opnieuw gevuld en wordt er een waterstandslogger in geplaatst om het verloop van de waterstand in de tijd te registreren. Vanzelfsprekend blijft de logger tijdens het meetproces op dezelfde hoogte en onder water. Een afneembaar deksel voorkomt verdamping. Een luchtgat met een diameter van ongeveer 5 mm (niet kritisch) waarborgt de uitwisseling met de buitenlucht, zodat in de buis geen over- of onderdruk kan ontstaan.



**Figuur 3-1. Meetopstelling bij de kolomproef voor de bepaling van de verticale weerstand  $c$  van een restveen, c.q. gliedelaag.  $\Delta h$  is het verschil tussen de waterstand in de koker en de stijghoogte in de minerale ondergrond,  $v$  de fluxdichtheid van de stroming uit de koker naar de zandondergrond en gelijk aan de daalsnelheid van de waterspiegel in de koker.**

Figure 3-1. Setup of the column test to measure the vertical resistance  $c$  of remaining peat and/or 'gliede' layer (an almost impervious layer at the peat bottom).  $\Delta h$  is the difference between the water level in the wide tube ('koker') and the piezometric level in the mineral subsoil;  $v$  is the flux density of the flow from the wide tube to the subsoil and equal to the lowering speed of the water table in the tube.

Nabij de kolom, op een afstand van hooguit enkele tientallen meters, komt een peilbuis met logger die het verloop in de tijd van de stijghoogte in de (zand)ondergrond registreert (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Na verloop van tijd worden de loggers uitgelezen. De duur van de proef kan tot enkele maanden bedragen.

### 3.3 Beperking

Bij uitvoering in handwerk is de restveenlaag is bij voorkeur niet dikker dan 1 tot 1,20 m omdat anders de buis slecht te hanteren is. Als de buis machinaal kan worden ingedrukt zonder de restveenlaag onomkeerbaar samen te drukken, kunnen grotere buislengten worden toegepast.

### 3.4 Uitwerking van de meting

Uitwerking kan op twee manieren plaatsvinden. De eenvoudigste is gebaseerd op de gemiddelde daalsnelheid van het peil in de buis, gelijk aan de gemiddelde uitstroomsnelheid  $\bar{v}$  in  $\text{m d}^{-1}$  en het over de tijd gemiddelde hoogteverschil  $\overline{\Delta H}$  in m tussen de waterstand in de buis en de stijghoogte in de minerale ondergrond, beide uiteraard over dezelfde meetperiode. Deze werkwijze is gerechtvaardigd omdat het hier gaat om een zogenaamd lineair reservoir. Dat houdt in dit geval in dat  $v$  onder alle omstandigheden recht evenredig is met  $\Delta H$ , met de verticale weerstand  $c$  (uitgedrukt in dagen, symbool  $d$ ) van de te bemeten bodemlaag als evenredigheidsconstante. Er geldt dan

$$\overline{\Delta h} = c \bar{v} \rightarrow c = \frac{\overline{\Delta h}}{\bar{v}} \quad (3-1)$$

De meting van de stijghoogte in de minerale ondergrond kan het best op een afstand van enkele m van de infiltratiekolom plaatsvinden, zodat het infiltratieproces de meting in de peilbuis niet beïnvloedt. Beide loggers moeten bij benadering synchroon registreren. Een meetinterval van een uur is vrijwel altijd voldoende kort.

Het is in beginsel mogelijk om de uitkomst van (3-1) te benaderen zonder een meetreeks in een peilbuis buiten de kolom. De verwerking is dan ingewikkelder.

Voor een lineair reservoir, zoals de beschouwde kolom, kan voor ieder tijdstip  $t$  gedurende de meting worden geschreven

$$(\Delta h)_t = (\Delta h)_0 e^{-t/c} \rightarrow c = \frac{t}{\ln \frac{(\Delta h)_0}{(\Delta h)_t}} \quad (3-2)$$

Daarin is  $t$  de verstreken tijd sinds de eerste meting van  $\Delta H$ . Als  $c$  in dagen wordt uitgedrukt, wordt  $t$  dat ook. Voor  $t \gg c$  nadert  $(\Delta h)_t$  tot 0.  $(\Delta h)_0$  is  $\Delta h$  bij de start van de meetreeks. De werkwijze is dan:

Zet nu  $t$  uit tegen  $\ln \frac{(\Delta h)_0}{(\Delta h)_t}$  en bereken  $c$  als de lineaire regressiecoëfficiënt. Dat kan in ieder spreadsheet. Een bezwaar van toepassing van (3-2) is dat stijghoogteschommelingen in de minerale ondergrond gedurende de meting wel effect op het resultaat hebben, maar niet worden meegenomen in de berekening. Ze zijn immers niet gemeten. Daardoor is de meting minder betrouwbaar dan wanneer vergelijking (3-1) kan worden toegepast. Een tweede bezwaar is dat de periode voldoende lang moet zijn voor een redelijk betrouwbare berekening, *i.e.* de duur van de meetperiode mag niet heel veel kleiner zijn dan  $c$ . Daarmee neemt men het risico van stijghoogteschommelingen gedurende het meetproces. Een bepaling volgens (3-2) zal altijd minder betrouwbaar zijn dan één volgens (3-1). Kortom: gebruik (3-2) alleen in noodgevallen of doe de meting opnieuw met een datalogger in de kolom en één in de peilbuis.



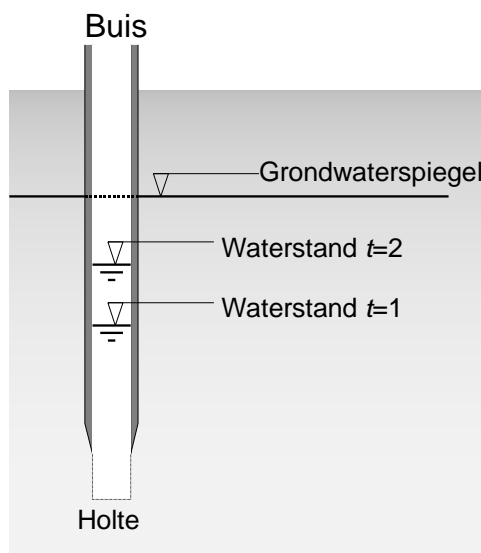
## 4 De aangepaste piëzometermethode voor het bepalen van de horizontale doorlatendheid in veen

### 4.1 Doel

Doel is het verkrijgen van een indicatie van de verticale weerstand nabij de veenbasis als die te diep ligt voor toepassing van de kolommethode (Bijlage 1). Met de piëzometermethode meet men de horizontale doorlatendheid over een klein diktetraject, bijvoorbeeld 20 cm. Als de meting vlak boven de veenbasis wordt gedaan, heeft men een horizontale doorlatendheid in het minst doorlatende deel van het profiel. Die levert een indicatie –en niet meer dan dat– van de verticale weerstand. Eventueel kan men op meer dan één diepte meten. De indicatiewaarde wordt gevonden door een dikte aan te nemen, bijvoorbeeld een meter, en die te delen door de gevonden doorlatendheid. Een horizontale doorlatendheid is echter geen verticale. Aanname is dat de verticale doorlatendheid niet al te veel verschilt van de horizontale. Omdat een horizontale gelaagdheid mag worden aangenomen, zal de verticale doorlatendheid in werkelijkheid lager zijn dan de horizontale. Deze methode zal dan ook in de regel eerder leiden tot een onderschatting dan een overschatting van de verticale weerstand.

### 4.2 De oorspronkelijke meetmethode en zijn bezwaren in veen

De oorspronkelijke piëzometermethode is ontwikkeld door Kirkham en Luthin (Kirkham, 1946; Luthin and Kirkham, 1949). De methode was als volgt:  
Boor een gat tot onder de grondwaterspiegel, plaats er een buis in met dezelfde diameter als die van het boorgat tot iets boven de bodem van het gat, zodat onderin het boorgat een kleine ruimte overblijft voor contact met het omringende bodemmateriaal. Laat het water in de buis tot rust komen, verwijder vervolgens enig water uit de buis en meet de snelheid waarmee de waterspiegel in de buis zich herstelt. Bepaal daaruit en uit de lengte en diameter van de holte onder de buis de doorlatendheid.



**Figuur 4-1. Schematische weergave van de piëzometermethode.**

Figure 4-1. Schematised picture of the piezometer method for measuring hydraulic conductivity.

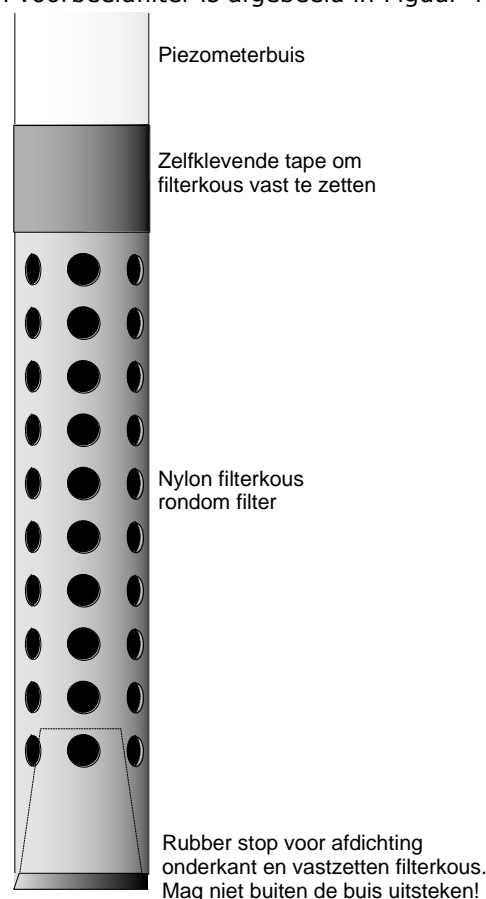
In deze oorspronkelijke vorm is de methode moeilijk toepasbaar in venen. Daarvoor is meer dan één reden. De belangrijkste is dat veen geen rigide bodemmatrix heeft zoals minerale grond, maar een zacht en flexibel poreus materiaal is. De plotselinge verandering van de druk- en stijghoogteverdeling rondom de piëzometer leidt daardoor tot een tijdelijke verandering van de poriënstructuur van het veen rondom het filter of de holte onderaan de

buis. Daarmee verandert de doorlatendheid gedurende de meting. Dit verschijnsel is in de loop der jaren door een aantal auteurs geconstateerd. Een overzicht geeft Van der Schaaf (1999).

Een andere reden is mechanische instabiliteit van veenmateriaal, vooral als het sterk gehumificeerd is en er op korte afstand een verschil in grondspanning is, zoals bij een boorgat. Daardoor kan de holte (Figuur 4-1) voortijdig van vorm veranderen of zelfs dichtlopen. Dat beïnvloedt vanzelfsprekend de meting. Verandering van vorm en grootte van de holte is bij deze methode ook in veel minerale gronden een probleem door het inzakken van de wand.

### 4.3 De aan veen aangepaste methode

Beide problemen zijn op te lossen door gebruik te maken van een buis met een vast filter aan het benedeneind. Het vaste filter wordt afgewerkt met nylon filterkous dat bij verschillende leveranciers van peilbuismateriaal voor weinig geld te koop is. Of men een spleetfilter toepast of één met geboorde ronde gaten is van weinig belang. Bij lage doorlatendheden zoals normaal is in wat diepere veenlagen zorgt de filterkous voor voldoende stroming naar de gaten, zoals een omstorting bij een filter in goed doorlatende grond. Eventueel kan men een dubbele kous toepassen, maar commercieel verkrijgbare kous is meestal te wijd voor buisdiameters die voor dit werk geschikt zijn, zodat het effect dan vanzelf wel optreedt. Een voorbeeldfilter is afgebeeld in Figuur 4-2.



**Figuur 4-2. Afgewerkt filter met ronde gaten. Spleetfilters kunnen ook worden toegepast.**

**Figure 4-2. Ready made filter with round holes. Slith filters may also be applied.**

Een geschikte filterlengte is 10-20 cm. Langere filters lijken op het eerste gezicht misschien geschikter doordat de meting evenredig korter duurt. Voor een bepaling van de effectieve horizontale doorlatendheid is dat geen bezwaar, maar als het om het vertalen naar de verticale doorlatendheid gaat, kan een filter eigenlijk niet kort genoeg zijn. Een kort filter van enkele cm lang gaat echter weer ten koste van de representativiteit van de meting voor de onderste halve of hele meter van het veenprofiel en is gevoeliger voor verstoring dan een wat langer filter. Dan lijkt 10 of 20 cm een redelijk compromis.

Dunwandige kunststof buis met een diameter van 32 mm is goed verkrijgbaar en geschikt. Zogenoemde elektriciteitsbuis is doorgaans te dun voor een goede waterstandsmeting, de meeste typen loggers passen er niet in en het materiaal is te buigzaam om een filter betrouwbaar op de geplande diepte te krijgen.

De buis met filter wordt in het veen geduwd tot het filter op de juiste diepte zit. Indien nodig worden verlengstukken gebruikt met vlakke koppelstukken of trompen. Koppelingen rondom goed verlijmen. Dan zijn ze waterdicht. Vooral bij diepere veenprofielen heeft men voor het induwen vaak twee personen nodig.

Na plaatsing wordt de piëzometer onmiddellijk van bovenaf gevuld met water uit het veen zelf. Dit is nodig om te voorkomen dat de poriën rond het filter door de grondspanning in elkaar worden gedrukt. Gebruik veiligheidshalve geen leidingwater. Het is niet ondenkbaar, dat de daarin opgeloste calcium iets met de colloïdale eigenschappen van een deel van het veen rond het filter doet dat invloed heeft op de doorlatendheid, maar dit is niet onderzocht. Een 12V pompje zoals vaak in waterreservoirs van caravans of campers wordt gebruikt met een eindje slang dat ruim in de buis past is daarvoor heel geschikt. Als de buis vol is, is het goed om gedurende ongeveer 1 seconde (en niet langer!) bij lopende pomp de bovenkant van de buis met de hand om de slang kort af te sluiten, zodat de piëzometer een drukschokje krijgt. Daardoor komt het veen rondom het filter net even los van het filter, zodat een "holte" zoals in Figuur 4-1 is weergegeven, ontstaat. Lang druk op de buis houden is niet zinvol en kan zelfs schadelijk zijn voor de meting, omdat zich dan een holte kan vormen die aanzienlijk langer is dan het filter zelf. Dan wordt uit de metingen een (veel) te hoge doorlatendheid berekend. Werk de buis af op ongeveer een halve meter boven het veenoppervlak. Dat geeft ruimte tussen bovenkant buis en de waterspiegel in de buis bij evenwicht met de stijghoogte in het veen ter hoogte van het filter. Die ruimte is meestal nodig bij de meting. De geplaatste piëzometer wordt vervolgens enkele weken met rust gelaten, zodat de waterstand erbinnen in evenwicht kan komen met de stijghoogte rondom het filter. Bij voorkeur wordt dit proces met een druklogger gecontroleerd en anders met handwaarnemingen. Een logger wordt bij voorkeur ook gebruikt gedurende de meting, maar met handwaarnemingen enkele malen per dag kan het eventueel ook. Als de waterstand de evenwichtssituatie heeft bereikt, kan de meting worden uitgevoerd.

## 4.4 De meting

Bij de te verwachten lage doorlatendheid kort boven de veenbasis kan de proef een week of nog aanzienlijk langer duren. Registreer daarom bij voorkeur met een logger. Een registratieinterval van een uur is bij gebruik van een logger meestal voldoende. De logger is bij voorkeur direct na het plaatsen van de piëzometer geïnstalleerd.

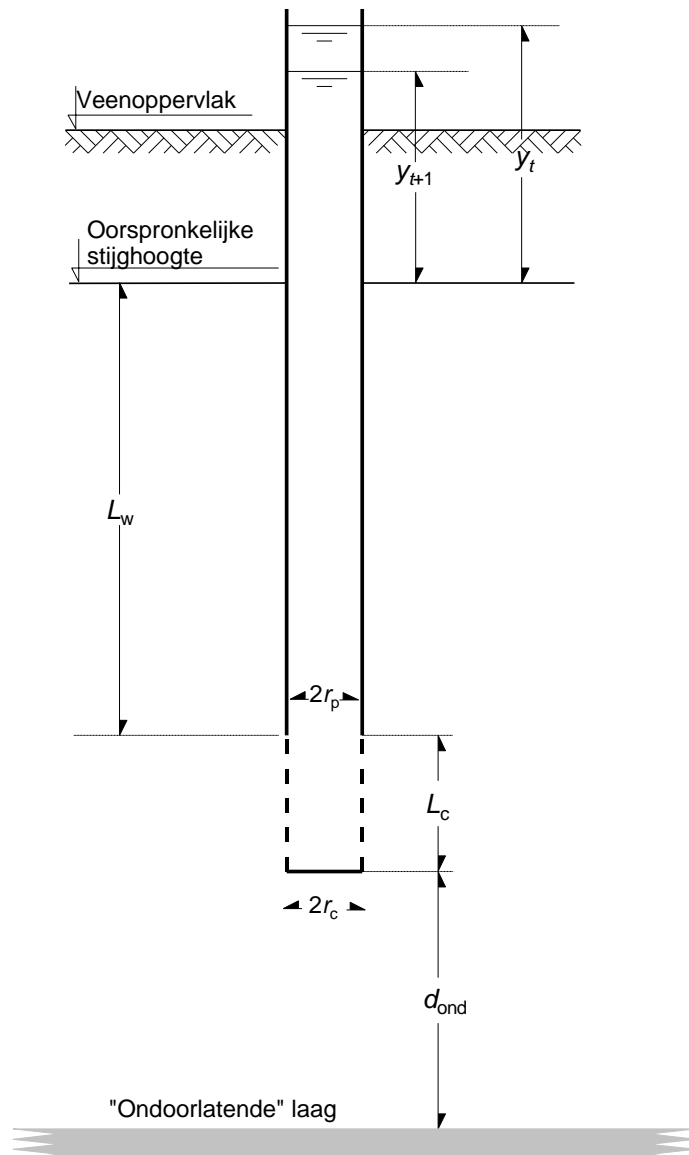
De waterstand in de buis wordt met de hand gemeten en genoteerd. Dit is de beginwaterstand waarmee de waterstanden in de buis gedurende de meting worden vergeleken. Als de waarnemingen met een logger worden gedaan, kan de logger het beste een paar dagen vóór de meting worden geïnstalleerd. Als de logger al in de buis hing, heeft de beginwaterstand zich al ingesteld en blijft de logger op zijn plaats.

De waterstand in de buis wordt nu met ongeveer een meter verhoogd. Die afstand is niet kritisch, maar omdat veranderingen van de stijghoogte tijdens de test ter hoogte van het filter niet worden meegenomen, is het aan te raden, met een flinke verhoging te beginnen, zodat die in elk geval aanzienlijk groter is dan een mogelijke stijghoogteverandering door natuurlijke oorzaken. Meestal zal het erop neerkomen dat de waterstand tot de rand van de buis wordt verhoogd. Daarmee begint de doorlatendheidsmeting. Noteer de tijd en de waterstand. Bij gebruik van een logger is er nu weinig te doen. Bij handwaarneming wordt steeds als er een duidelijke daling van de waterstand in de buis heeft plaatsgevonden (bijvoorbeeld 1 cm) de waterstand en het bijbehorende tijdstip geregistreerd.

## 4.5 Uitwerking van de meetgegevens

De gebruikte vergelijking is die van Luthin en Kirkham. Voor de symbolen behalve A, zie Figuur 4-3. De vergelijking luidt

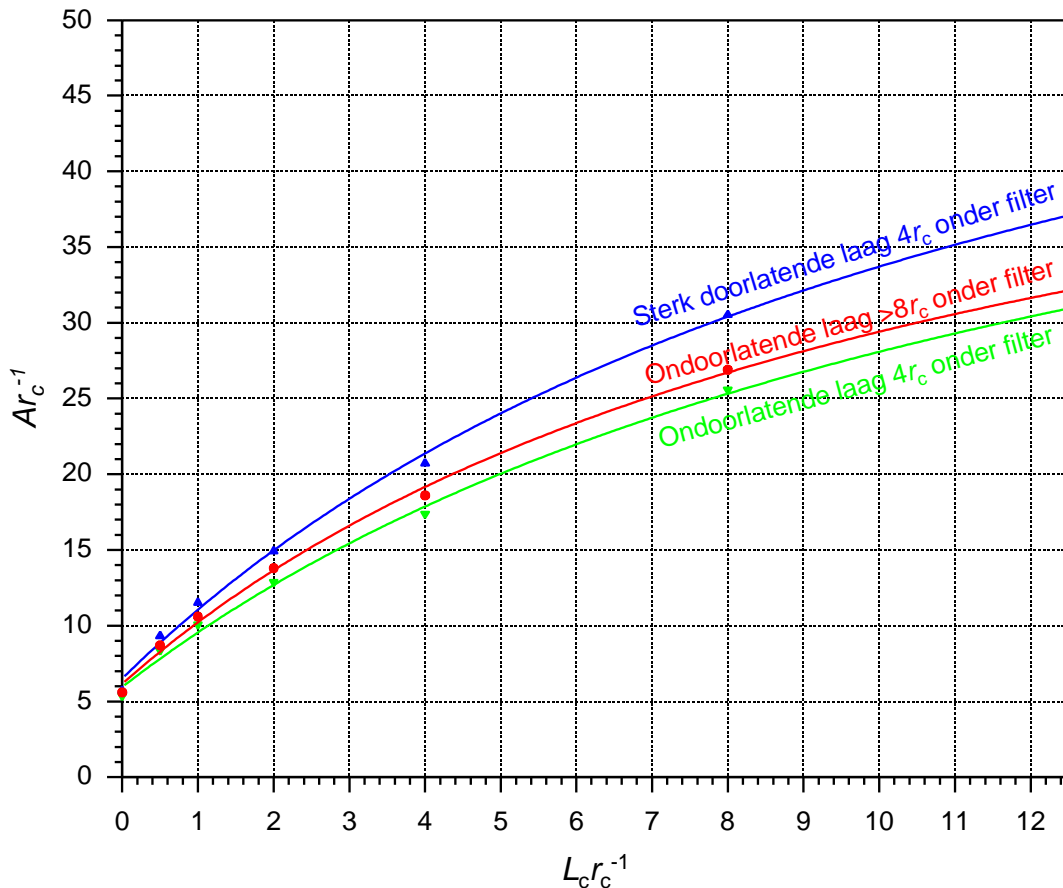
$$k = \frac{\pi r_p^2}{A(t_{n+1} - t_n)} \ln \frac{y_t}{y_{t+1}} = \pi r_p^2 \frac{\ln \frac{y_0}{y_t}}{A(t - t_0)} \quad (4-1)$$



**Figuur 4-3. Schematische weergave van de piëzometermethode en gebruikte symbolen.**

**Figure 4-3. Schematised picture of the piezometer method with used symbols.**

De grootheid  $A$  is een vormfactor waarvan de waarde afhangt van de afmetingen  $L_c$  en  $r_c$  van het filter, de 'natte' lengte  $L_w$  van de piëzometerbuis en de afstand  $d_{\text{ond}}$  tussen filter en 'ondoorlatende' laag, dan wel een zeer doorlatende laag. Er zijn tabellen voor de waarde van  $A$ . Die zijn onder meer te vinden in Amoozegar and Warrick (1986). In de gegeven situatie (overgang naar minerale ondergrond, circa  $12 r_c$  of meer beneden onderkant filter) kunnen die worden vereenvoudigd tot een simpele grafiek. Omdat  $L_w \gg r_c$ , kan voor  $L_w/r_c$  de hoogste waarde uit de tabel worden gebruikt. Ook zal meestal gelden dat  $d_{\text{ond}} \gg r_c$ . Een klein probleem is dat de tabel van Amoozegar en Warrick niet verder gaat dan de verhouding van 1:8 van  $r_c/L_c$ . Bij een filterlengte van 20 cm en een buisdiameter van 32 mm wordt de verhouding 1:12,5. Voor die waarde is  $A$  nog redelijk betrouwbaar uit de tabelwaarden te extrapoleren. De grafiek van Figuur 4-4 geeft de mogelijkheid om  $A$  te bepalen voor situaties waarbij een "ondoorlatende" of zeer doorlatende laag meer dan ongeveer 10 keer de filterstraal onder het filter ligt (rode curve), een "ondoorlatende" laag vier keer de filterstraal onder het filter ligt (groene curve) of een zeer goed doorlatende laag 4 keer de filterstraal onder het filter ligt (blauwe curve). Meestal zal men aan de rode curve genoeg hebben.



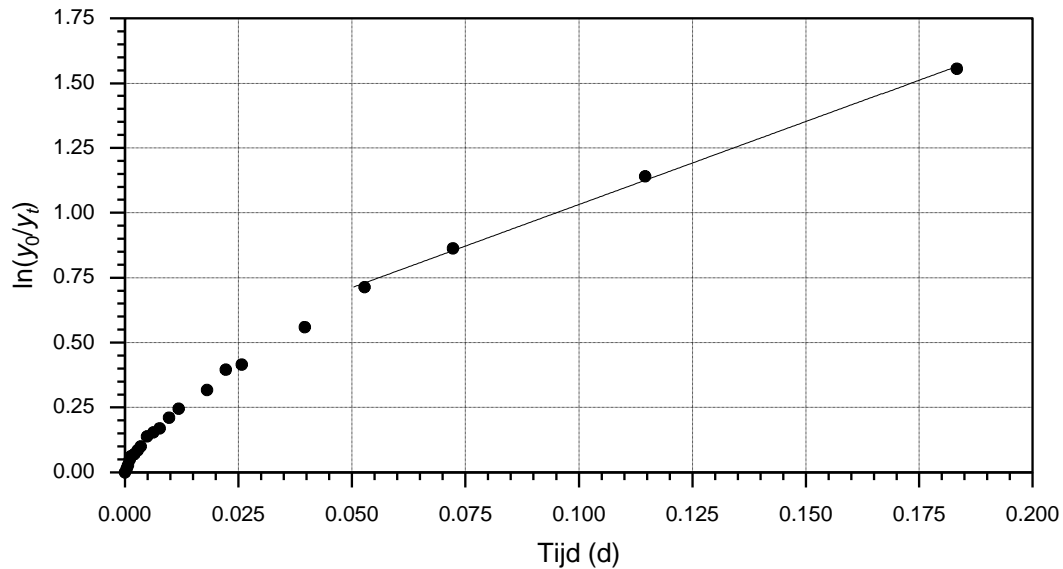
**Figuur 4-4.** Grafiek om de vormfactor  $A$  in vergelijking (4-1) te bepalen, gebaseerd op de tabel van Amoozegar en Warrick (1986). Merk op dat alle waarden zijn gedeeld door  $r_c$ . Voor toepassing van verg. (4-1) moet de uit de grafiek gevonden waarde worden vermenigvuldigd met  $r_c$ . Om een doorlatendheid in m per dag te krijgen wordt  $r_c$  uitgedrukt in m.

Figure 4-4. Graph to find values of the shape factor  $A$ , based on the table by Amoozegar and Warrick (1986). Observe that all values are divided by  $r_c$ . To apply Eq. (4-1), the values from the graph must be multiplied by  $r_c$ . To obtain a value in  $\text{m d}^{-1}$ ,  $r_c$  must be expressed in m. Blue curve: strongly permeable layer at  $4r_c$  below filter; red curve: impervious layer  $>8r_c$  below filter; green curve: impervious layer at  $4r_c$  below filter.

Om een doorlatendheid in meters per dag te krijgen, worden in vergelijking (4-1) de tijd  $t$  in dagen en lengten ( $r$  en  $y$ ) in m uitgedrukt.

In theorie kan nu de doorlatendheid uit de reeks worden berekend. Ieder tijdsinterval, of dat nu tussen opeenvolgende waarnemingen of met grotere tussenstappen wordt genomen, moet in theorie dezelfde doorlatendheid opleveren. Het maakt dan ook niets uit, welk tijdstip als begintijdstip ( $t=0$ ) van de meetreeks wordt aangenomen. In minerale gronden met een harde bodemmatrix werkt dit goed.

In veen is dat anders, omdat tijdens de meting de doorlatendheid niet constant blijft. Dat is een gevolg van de zachte veenmatrix, waarin de poriëngrootteverdeling verandert onder invloed van de meting. Na verloop van tijd blijkt echter vrijwel altijd de reeks nagenoeg constante waarden voor  $k$  op te leveren. Men mag aannemen dat dit komt doordat de poriëngrootte geleidelijk terugkeert in zijn oorspronkelijke toestand. Het is dus zaak, het begintijdstip van deze situatie te vinden. Daartoe houdt men voorlopig het begintijdstip  $t_0$  van de meetreeks met bijbehorende  $y=y_0$  aan. Vervolgens wordt  $\ln(y_0/y_t)$  uitgezet tegen de tijd  $t$ . Dat gaat gemakkelijk in een spreadsheet. Dan ontstaat een grafiek zoals die van Figuur 4-5.



**Figuur 4-5. De waarde van  $\ln (y_0/y_t)$  tegen de tijd in dagen. Data van een piëzometertest op Clara Bog (Van der Schaaf, 1999). De grafiek wordt ongeveer recht voor  $t$  tussen 0,05 en 0,75 dagen.**

**Figure 4-5. Value of  $\ln(y_0/y_t)$  against time in days. Data from a piezometer test on Clara Bog (Van der Schaaf, 1999). The graph becomes approximately linear where  $t$  lies between 0,05d and 0,075d.**

Neem nu de  $t$  die hoort bij het begin van het rechte stuk als nieuwe  $t_0$  met bijbehorende  $y$  als nieuwe  $y_0$  en bereken  $k$  volgens vergelijking (4-1). Neem daarvoor enkele waarnemingen uit het rechte traject van de lijn en bereken de definitieve  $k$  als gemiddelde van de uitkomsten. Een iets elegantere methode is het berekenen van de helling van het rechte deel van de kromme via eenvoudige lineaire regressie –ook dat kan uitstekend in een spreadsheet- en deze te vermenigvuldigen met  $\pi r_p^2/A$ .



## 5 Gebruik van de vergelijkingen van Mazure bij de bepaling van hydrologische afhankelijkheid van de omgeving

### 5.1 Doel

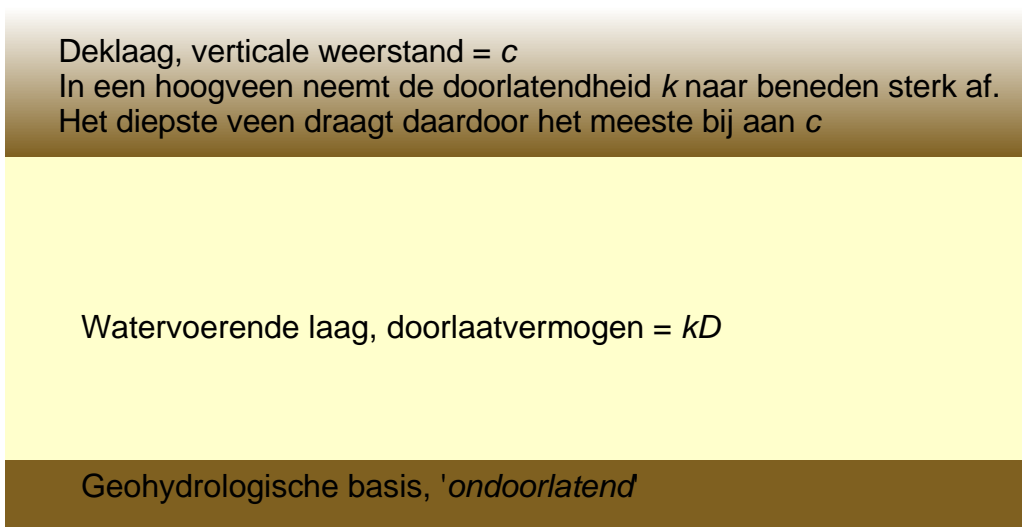
Doel is, een snelle indicatie te krijgen van het nut dat een hydrologische bufferzone van een zekere breedte voor een reservaat kan hebben. Deze bijlage geeft een beknopte en niet diepgaande behandeling van enige theorie. Voor het daadwerkelijke rekenwerk zijn vier rekenmodules in Excel ontwikkeld. De invoergegevens daarvoor kunnen via de in Bijlagen 3 en 4 besproken meetmethoden zijn verkregen, kosteloos via Dinoloket (<https://www.dinoloket.nl/>) of nog andere bronnen.

### 5.2 Inleiding

De vergelijkingen van Mazure (Mazure, 1936) zijn oorspronkelijk ontwikkeld voor de berekening van het kwelbezwaar in de Wieringermeerpolder. De situatie daar is gekenmerkt door een goed doorlatend zandpakket met een afdekkende kleilaag die een flinke verticale weerstand heeft. Hydrologisch komt dat redelijk overeen met die van een hoogveen: een matig tot goed doorlatend zandpakket met een afdekkende veenlaag die een flinke verticale weerstand heeft.

In tegenstelling tot de Wieringermeerpolder houdt bij een hoogveenreservaat de slecht doorlatende deklaag, het hoogveen zelf dus, op de reservaatrand op als die daarbuiten is vergraven. Maar ook bij een sterk verminderde verticale weerstand zijn de Mazurevergelijkingen goed bruikbaar voor het schatten van het verloop van de stijghoogte in de minerale ondergrond van een hoogveen en daarbuiten. Dat geldt dus ook voor het verloop van wegzijging, resp. kwel met de afstand tot de gebiedsrand.

De basissituatie is die van Figuur 5-1.



**Figuur 5-1. Zogenoemd Hollands profiel, vertaald naar een hoogveenrestant.**

**Figure 5-1. 'Dutch profile', translated to a raised bog.**

De kerngrootheid is de spreidingslengte  $\lambda$  (labda), gedefinieerd als

$$\lambda = \sqrt{kDc} \quad (5-1)$$

$\lambda$  wordt uitgedrukt in lengte-eenheden. De betekenis wordt verderop besproken in de paragraaf "Eén peilcompartiment".

Aanname is een oneindig lange rechte gebiedsrand. In de praktijk is een min of meer rechte gebiedsrand ter lengte van  $2$  à  $3\lambda$  voldoende voor een redelijk zinvolle benadering.

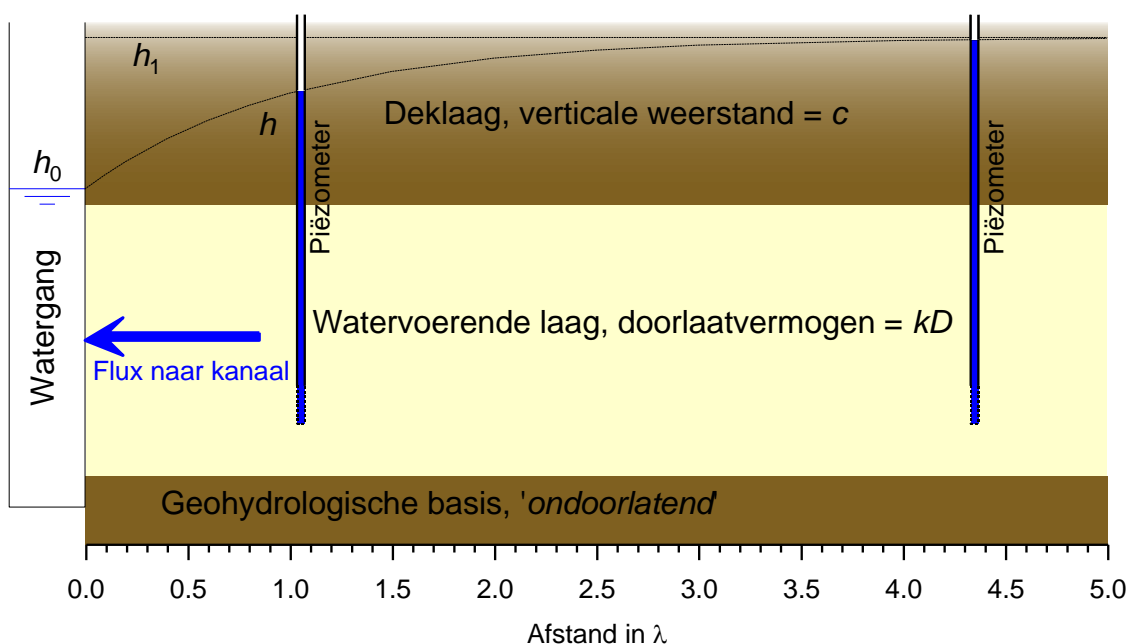
We beschouwen situaties met een, twee en drie peilcompartimenten en één met radiale stroming.

## 5.3 Eén peilcompartiment

Zet aan de linkerrand van Figuur 5-1 een vaste stijghoogte op de watervoerende laag, bijvoorbeeld door middel van een kanaal met peil  $h_0$ , zoals in Figuur 5-2. Het kanaal heeft niet meer betekenis dan ondersteuning van het denkproces. Elke vaste stijghoogte langs de rand, ongeacht de oorzaak, leidt tot hetzelfde resultaat. De ontwateringsbasis in de deklaag - dat kan een greppelpeil, waterstand aan maaiveld of een andere vaste waterstand zijn - heeft een peil  $h_1$ . De stijghoogte  $h$  in de watervoerende laag zal nu bij de kanaalwand gelijk zijn aan  $h_0$  en op grote afstand naderen tot  $h_1$ , doordat er water uit de deklaag naar de watervoerende laag wegzijgt. De vergelijking van Mazure die het verloop van  $h$  met toenemende afstand  $x$  tot de denkbeeldige kanaalwand beschrijft, luidt:

$$h = h_1 - (h_1 - h_0)e^{-x/\lambda} \quad (5-2)$$

Figuur 5-2 toont het verloop van de stijghoogte  $h$  met toenemende afstand tot de 'kanaalwand'.



**Figuur 5-2. Verloop van de stijghoogte  $h$  in een watervoerend pakket onder invloed van een vast peil  $h_0$  (links) en een peil  $h_1$  in een slechtdoorlatende deklaag volgens vergelijking (5-2). De twee piëzometers die de stijghoogte  $h$  weergeven, benadrukken dat dit de stijghoogte in het watervoerend pakket is.**

Figure 5-2. Piezometric level  $h$  in an aquifer versus distance in  $\lambda$  (leakage factor) as affected by a fixed level  $h_0$  (left) and a level  $h_1$  in a covering layer of low hydraulic conductivity according to Eq. (5-2). The two piezometers representing the piezometric level  $h$  emphasise it is in the aquifer.

Vergelijking (5-2) geeft aan dat het oorspronkelijke verschil  $h_1 - h_0$  op een afstand  $\lambda$  is gereduceerd tot de oorspronkelijke waarde gedeeld door het getal  $e$  ( $\approx 2,718$ ). Op een afstand  $2\lambda$  resteert  $h_1 - h_0$  gedeeld door  $e^2$ , op  $3\lambda$  door  $e^3$ , enzovoort. In de praktijk wordt meestal het verschil op een afstand  $3\lambda$  op 0 gesteld.

**Vuistregel: op een afstand drie keer de spreidingslengte van de rand van een veenlichaam is de stijghoogte in het onderliggende zand praktisch gelijk aan de gemiddelde waterstand in het veen.**

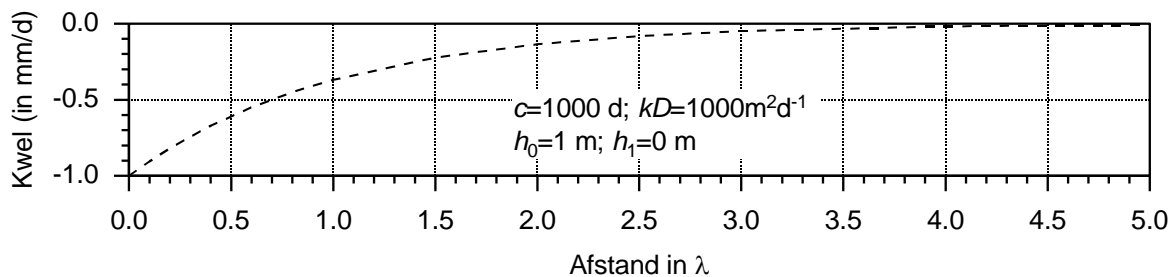
Uit de vuistregel zelf volgt dat deze bruikbaar is bij grote veengebieden met een doorsnede van circa  $6\lambda$  of meer. In Figuur 5-2 is alleen de linker helft van het stromingsbeeld weergegeven. Voor hoogveen met een dikke laag (rest)veen die onder Nederlandse omstandigheden vrijwel altijd flink is ingeklonken, is dat veel, doordat de verticale weerstand  $c$  gemakkelijk ruim boven de 10 000 dagen ligt. Bij een onderliggende watervoerende laag met een doorlaatvermogen van maar  $100 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$  komt de spreidingslengte dan al op 1 km of meer. Bij een meer gangbaar doorlaatvermogen van  $500\text{-}1000 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$  wordt dat al gauw 3 km.

Waar de restveenlaag dun is en vaak lang boven de grondwaterspiegel heeft gelegen, bijvoorbeeld in het Wierdense Veld, is  $c$  op gebiedsschaal gezien hooguit enkele honderden dagen groot.

De intensiteit  $v_k$  van kwel, c.q. wegzijging is te berekenen met

$$v_k = \frac{h - h_1}{c} = \frac{(h_0 - h_1) \exp^{-x/\lambda}}{c} \quad (5-3)$$

Merk op dat wegzijging wordt berekend als negatieve kwel. Dus  $v_k < 0$  betekent wegzijging. Ook vergelijking (5-3) kan in grafiek worden weergegeven (Figuur 5-3). We doen dit voor een situatie waarbij  $c=1000$  d en  $h_1-h_0=1$  m. De horizontale as is in  $\lambda$ . Dan is de waarde van  $kD$  niet van belang. Als  $kD=1000 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$  (zodat  $\lambda=1000$  m), dan mag de as ook in km worden gelezen. Figuur 5-3 toont het resultaat. We zien dat de wegzijging op een afstand  $3\lambda$  van de rand inderdaad nauwelijks nog iets voorstelt.



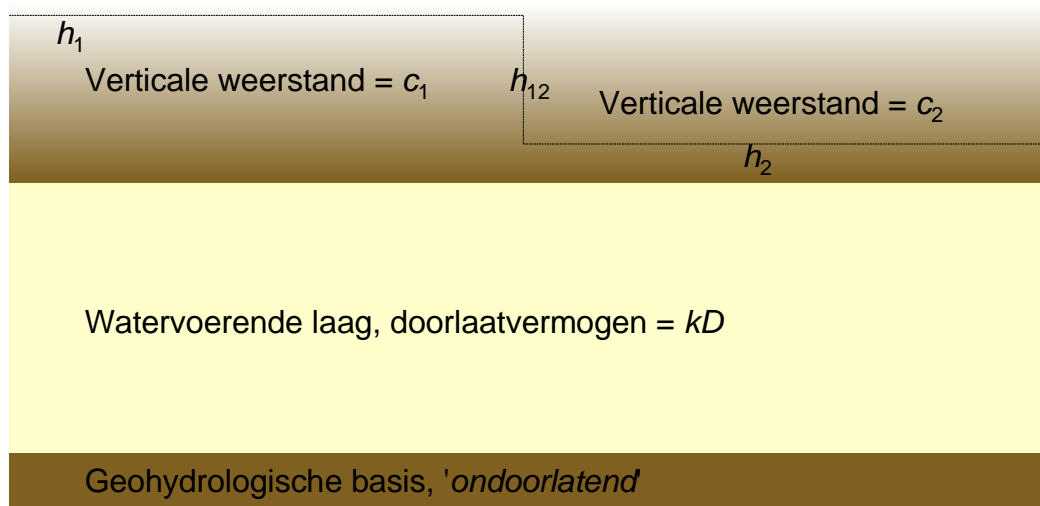
**Figuur 5-3. Verloop van de wegzijging (=negatieve kwel) met de afstand in de situatie van Figuur 5-2 met aangenomen waarden voor alle betrokken grootheden.**

Figure 5-3. Downward seepage (seepage with a minus sign) versus distance in  $\lambda$  in the situation of Figure 5-2 with assumed values of all quantities involved.

## 5.4 Twee en drie peilcompartimenten

In de problematiek van hydrologische bufferzones spelen minimaal twee gebieden met verschillend peil een rol: het reservaat en de directe omgeving. Dat leidt tot een situatie met twee compartimenten en als er een bufferzone tussen zit, drie. Drie compartimenten zijn eventueel ook bruikbaar bij een langgerekt reservaat dat ingeklemd zit tussen twee andere peilgebieden. Dan is het reservaat het middelste compartiment.

Een schematische afbeelding van een situatie met twee compartimenten staat in Figuur 5-4. Een eventuele watervoerende laag zal binnen en buiten het reservaat ongeveer dezelfde eigenschappen hebben, maar rekentechnisch gezien mag het doorlaatvermogen per compartiment verschillen. Binnen het reservaat is vaak een veenlichaam overgebleven, erbuiten meestal niet. Vandaar de verschillende verticale weerstanden  $c_1$  en  $c_2$  in Figuur 5-4.



**Figuur 5-4. Twee compartimenten met verschillende  $c$  en gelijke  $kD$ .**

Figure 5-4. Two compartments with different  $c$  and equal transmissivity.

De 'sturende' stijghoogte in de berekening is nu niet  $h_0$  van het denkbeeldige kanaal in Figuur 5-2, maar de stijghoogte  $h_{12}$  op de grens van de twee compartimenten.

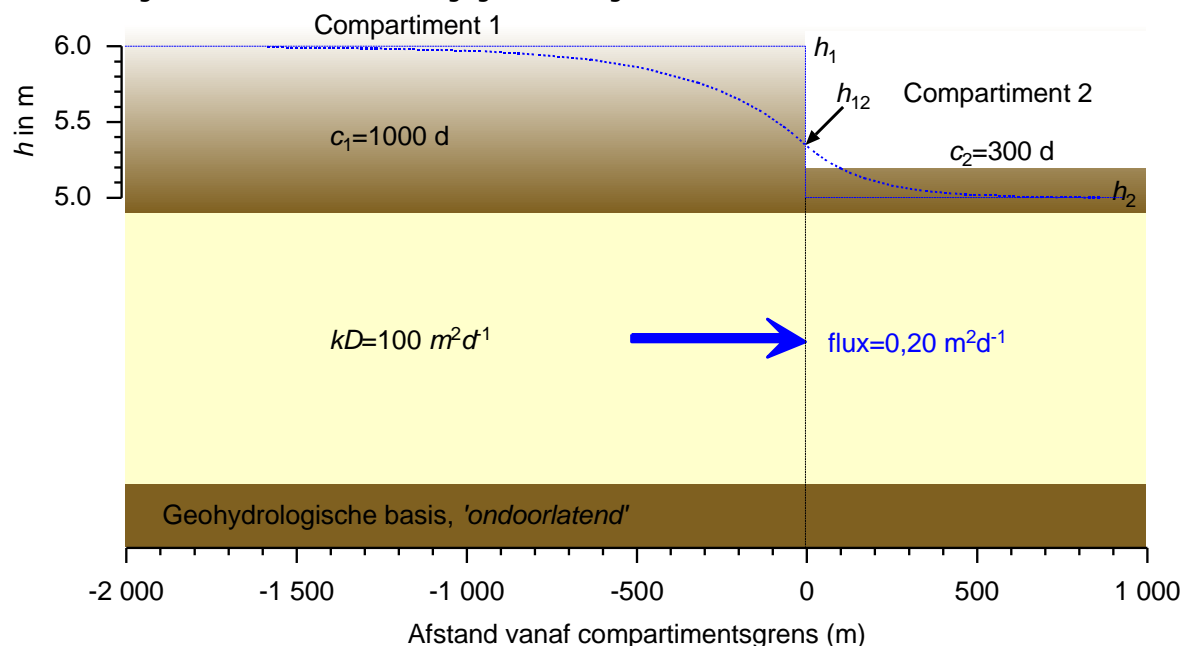
De vraag is nu, hoe we  $h_{12}$  berekenen. Daarvoor is een grootheid nodig die vaak met de Griekse letter  $\beta$  wordt aangeduid.  $\beta$  wordt uit dezelfde grootheden berekend als  $\lambda$ , maar volgens

$$\beta = \sqrt{\frac{kD}{c}} \quad (5-4)$$

Beide compartimenten hebben dus hun eigen  $\beta$ , resp.  $\beta_1$  en  $\beta_2$ . De waarde van  $h_{12}$  is een met beide waarden  $\beta$  gewogen rekenkundig gemiddelde van  $h_1$  en  $h_2$  in Figuur 5-4. Dus:

$$h_{12} = \frac{\beta_1 h_1 + \beta_2 h_2}{\beta_1 + \beta_2} \quad (5-5)$$

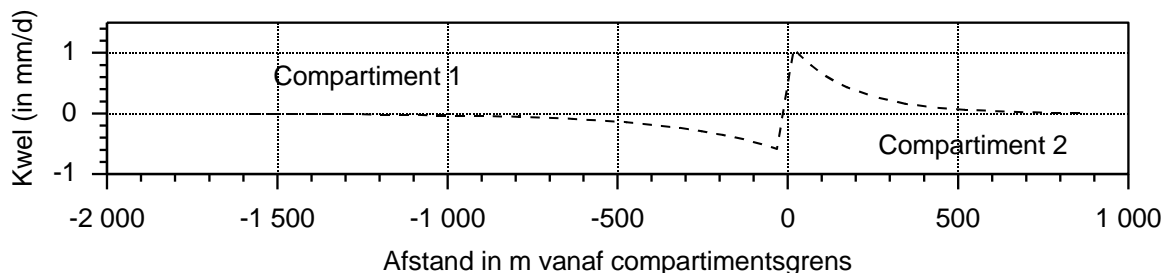
De berekening voor elk compartiment vindt plaats op dezelfde manier als voor het ene compartiment in Figuur 5-2, maar met  $h_{12}$  in plaats van  $h_0$ . De uitkomst van een enigszins realistisch getallenvoorbeeld is weergegeven in Figuur 5-5.



**Figuur 5-5.** Getallenvoorbeeld van het verloop van de stijghoogte  $h$  in een watervoerend pakket onder invloed van een vast peil  $h_1$  in peilcompartiment 1 en een vast peil  $h_2$  in compartiment 2 (gestippelde blauwe curve). De stijghoogte  $h_{12}$  is die in de watervoerende laag op de grens van beide compartimenten. De verticale weerstanden  $c$  verschillen tussen de compartimenten zoals dat ook het geval is bij een hoogveenrest en de uitgevende omgeving. De  $c$ -waarden zijn verder fictief. De flux is het aantal  $\text{m}^3\text{d}^{-1}$  per strekkende meter gebiedsrand, dus in  $\text{m}^2\text{d}^{-1}$ .

Figure 5-5. Numerical example of the piezometric level in an aquifer as affected by a fixed level  $h_1$  in compartment 1 and a fixed level  $h_2$  in compartment 2 versus distance from the compartment boundary (dotted blue curve).  $h_{12}$  is the piezometric level on the compartment boundary. Vertical resistances  $c$  differ between compartments as is common in situations of a bog remnant and cut-away surroundings. The values have not been taken from any existing remnant. The flux is the number of  $\text{m}^3\text{d}^{-1}$  per metre boundary length (perpendicular to the picture), hence in  $\text{m}^2\text{d}^{-1}$ .

De flux, dat is het volume water dat per tijd via de watervoerende laag van het hoge naar het lage compartiment stroomt is ook te berekenen en komt in het voorbeeld uit op  $0,20 \text{ m}^2\text{d}^{-1}$ , dat is  $0,20 \text{ m}^3$  per dag per strekkende meter grenslijn (loodrecht op het plaatje). De verdeling van wegzijging en kwel voor het getallenvoorbeeld in Figuur 5-5 is weergegeven in



**Figuur 5-6. Wegzijing en kwel in de situatie van Figuur 5-5. Merk op dat door de lagere  $c$  in het rechter compartiment de kwel over kortere afstand uitdempt dan de wegzijing in het linker.**

**Figure 5-6. Downward and upward seepage in the situation of Figure 5-5. Observe that as a result of the smaller  $c$  in the right-hand compartment the seepage reduces faster with distance than in the left-hand one.**

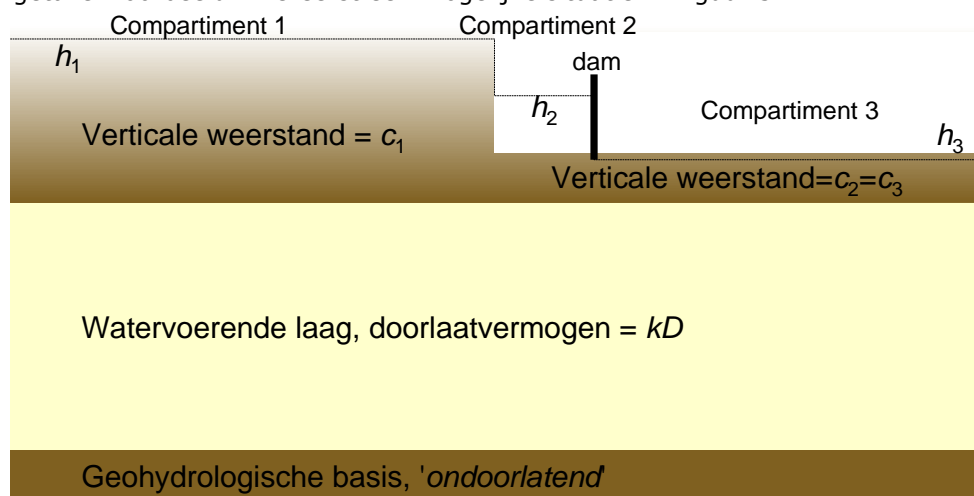
Het tweecompartimentenmodel is geschikt voor het schatten van kwel en wegzijing langs een reservaastrand als het reservaat ongeveer  $3\lambda + 3\lambda = 6\lambda$  (of meer) breed is. Dat komt ook in dit geval doordat Figuur 5-5 maar één helft – nu de rechter- van het reservaat weergeeft. De andere helft ligt er in spiegelbeeld tegenaan. Gevolg is dat het tweecompartimentensysteem beperkt bruikbaar is.

Daarom en omdat een hydrologische bufferzone langs een hoogveenreservaat automatisch leidt tot een situatie met drie compartimenten, is een systeem met drie compartimenten ontwikkeld. Dat zijn meestal (1) het reservaat, (2) de bufferzone en (3) het meestal uitgeveende en ontwaterde buitengebied. Twee buitengebieden met één reservaat ertussen kan ook. Dan vervalt de eis van de  $6\lambda$  voor het reservaat. Voor het buitengebied geldt die wel, maar omdat daar de verticale weerstand  $c$  meestal niet groot is, bijvoorbeeld doordat het veen er is afgegraven, is de spreidingslengte  $\lambda$  dat dan ook niet.

De bufferzone ligt tussen het reservaat liggen en het buitengebied. De watervoerende laag heeft één doorlaatvermogen  $kD$ . Rekentechnisch is er niets op tegen om drie per compartiment verschillende  $kD$ -waarden te onderscheiden. Dat geldt ook voor de verticale weerstanden  $c$ .

Er is overigens niets op tegen om een volgorde buitengebied-reservaat-buitengebied aan te houden als dat zo uitkomt. Het belangrijkste is dat het middencompartiment elke willekeurige breedte mag hebben.

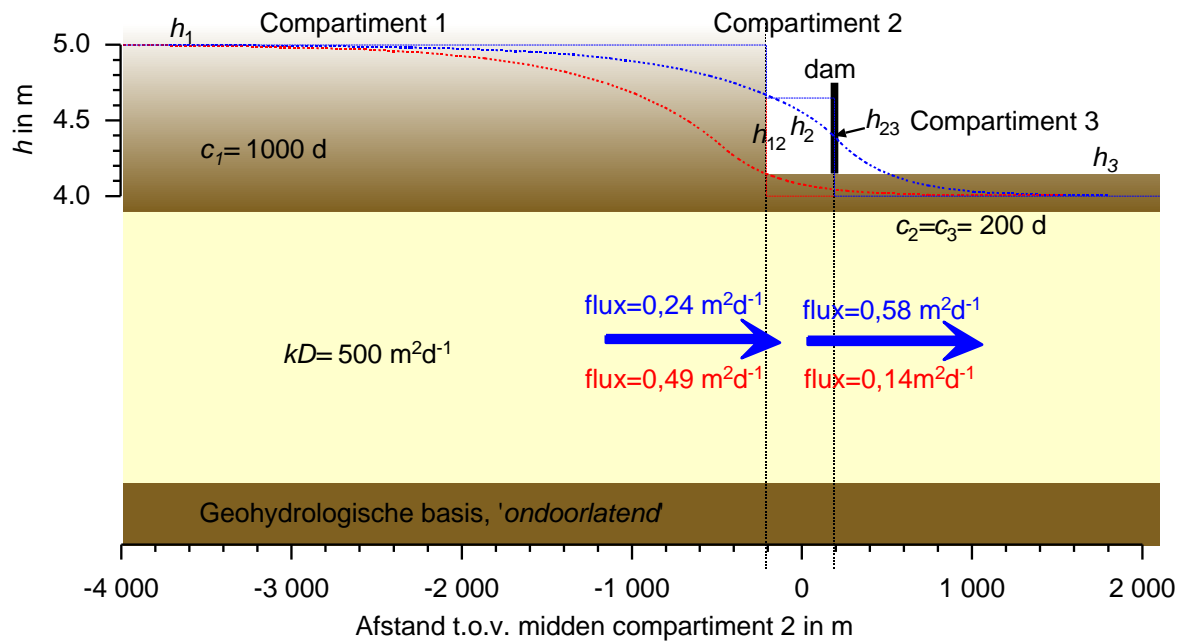
Qua berekening is met drie compartimenten het systeem zo complex geworden dat een beheerdershandleiding niet de aangewezen plaats is voor een uitvoerige behandeling van de onderliggende wiskunde. Wie meer wil weten, wordt verwezen naar Van der Schaaf (1995). We geven hieronder een voorbeeld van een drie-compartimenten-probleem met uitwerking in een getallenvoorbeeld. Allereerst een mogelijke situatie in Figuur 5-7.



**Figuur 5-7. Drie compartimenten met drie peilen  $h$ , twee verticale weerstanden  $c$  en één doorlaatvermogen  $kD$ .**

**Figure 5-7. Three compartments with three levels  $h$ , two vertical resistances  $c$  and one transmissivity  $kD$ .**

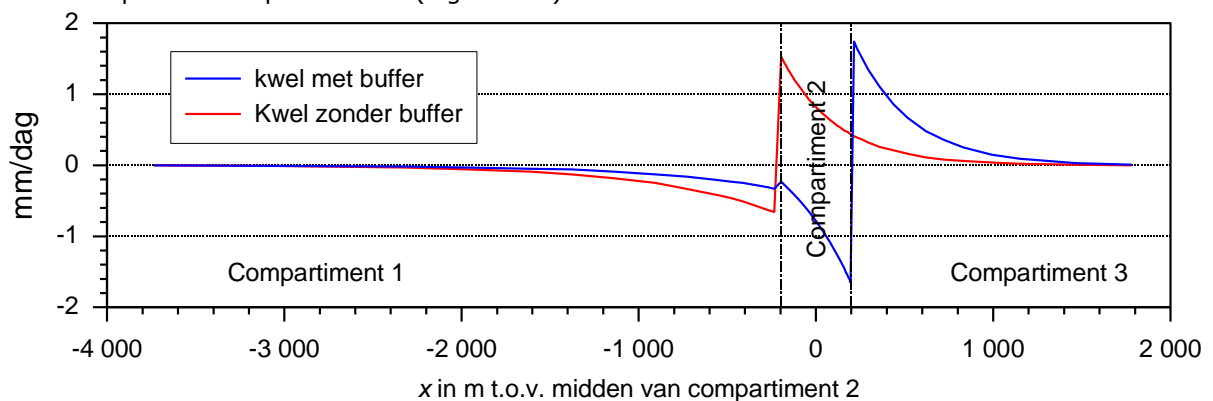
Een getalsmatige uitwerking is weergegeven in Figuur 5-8.



**Figuur 5-8. Getallenvoorbeeld met drie compartimenten. Blauw:** uitkomst met peil van 4,70 m in compartiment 2. **Rood:** uitkomst met peil van 4,00 m in compartiment 2, gelijk aan compartiment 3. De bufferzone van compartiment 2 leidt tot een halvering van het waterverlies uit compartiment 1, maar tot een verviervoudiging van de toestroming naar compartiment 3.

**Figure 5-8. Numerical example with three compartments. Blue:** result with a level of 4,70 m in compartment 2. **Red:** result with a level of 4,00 m in compartment 2, equal to compartment 3. The bufferzone of compartment 2 causes a reduction by 50% of the water loss from compartment 1, but the flux towards compartment 3 becomes four times as large.

Uit de fluxen in Figuur 5-8 blijkt dat de hydrologische bufferzone in het middencompartiment (2) een heilzame werking heeft op het waterverlies uit compartiment 1, maar de omgeving belast met een kleine extra flux (0,58 tegen 0,49 m²d⁻¹). Volledigheidshalve volgt hieronder de kwelgrafiek zoals die door het spreadsheet is berekend voor de twee situaties, resp. met een bufferzone in compartiment 2 op 4,70 m en zonder bufferzone met compartiment 2 op hetzelfde peil als compartiment 3 (Figuur 5-9).



**Figuur 5-9. Kwelverloop voor de twee situaties weergegeven in Figuur 5-8. De bufferzone in compartiment 2 reduceert de wegzijging uit compartiment 1, maar vergroot de kwel in de omgeving (compartiment 3) iets.**

**Figure 5-9. Vertical seepage (mm d⁻¹) versus distance from the middle of compartment 2. The buffer zone of compartment 2 reduces the exfiltration from compartment 1, but causes a slight increase of the upward seepage in the surrounding area (compartment 3).**



## 5.5 Een rond reservaat in een wijde omgeving

Soms is het handiger, in plaats van een zeer langgerekt reservaat uit te gaan dat een ronde vorm beter benadert. Vaak zijn reservaten niet breed genoeg voor een benadering met twee of drie evenwijdige langgerekte compartimenten of zijn ze bij benadering ongeveer even lang als breed. Ook dan kan men het concept van de spreidingslengte toepassen. Door de radiale stroming is de berekening ingewikkelder. Die maakt gebruik van vier verschillende Besselfunctie. Ook daarvoor is een handleiding voor terreinbeheerders niet de aangewezen plaats voor een diepgaande behandeling. Een korte inleiding op de theorie wordt gegeven door Edelman (1983) die ook de stromingsvergelijkingen behandelt. Een tekst die alleen de stromingsvergelijkingen behandelt, is die van Huisman (1972).

De vergelijkingen zijn ontwikkeld om de kwel in een ronde polder te berekenen die in een (in theorie) oneindige omgeving ligt met dezelfde geohydrologische eigenschappen. De geohydrologische eigenschappen van de polder mogen verschillen van die in de omgeving. Een dergelijk rekensysteem is vanzelfsprekend ook bruikbaar als het peil in de 'polder' hoger ligt dan dat van de omgeving. Het reservaat is dan de 'polder'.

Door de grootte van het reservaat te variëren, kan men snel een indruk krijgen van de gevoeligheid voor de reservaatsgrootte van stijghoogte onder en kwel/wegzijging in het reservaat.

## 6 Berekening van de drainageweerstand in ontwaterd gebied

Een drainageweerstand is in grondwatermodellen een vervanger voor een ontwateringsstelsel om niet alle drains of sloten individueel te hoeven weergeven. De drainageweerstand is te berekenen uit de opbolling van de grondwaterstand tussen de drains of sloten en de bijbehorende neerslagintensiteit bij stationaire stroming, dat wil zeggen als de aanvoer in balans is met de afvoer (Gespreksgroep Hydrologische Terminologie, 1986). Een gelijkwaardig beeld is eeuwigdurende neerslag met gelijke eeuwigdurende afvoer. De berekening kan worden gedaan op basis van een willekeurige stationaire drainagevergelijking zoals die van Hooghoudt of Ernst (Cultuurtechnisch Vademecum, 1992). Dit soort vergelijkingen berekent de drainafstand  $L$  uit een stationair ontwateringscriterium<sup>4</sup>, de doorlatendheid  $k$ , de doorstroomde laagdikte  $D$  en de straal  $r$  van de dwarsdoorsnede van de drain.

De drainageweerstand  $c_d$  wordt berekend uit de opbolling  $m$  tussen de ontwateringsmiddelen en de bijbehorende stationaire afvoerintensiteit  $v$  (per definitie gelijk aan de stationaire neerslagintensiteit  $P$ ) volgens

$$c_d = \frac{m}{v} \quad (6-1)$$

Een voorbeeld: als de opbolling  $m$  van de grondwaterspiegel 1 m bedraagt bij een constante neerslag  $P$  en eenzelfde specifieke afvoer  $v$  van  $10 \text{ mm d}^{-1} = 10^{-2} \text{ m d}^{-1}$ , is  $c_d = 100 \text{ d}$ . Het verband tussen  $m$  en  $v$  is uit doorlatendheid, doorstroomde laagdikte en afstand tussen drains of ontwateringssloten te berekenen door middel van een drainagevergelijking.

Figuur 6-1 geeft schematisch weer hoe de omzetting van een ontwateringssysteem naar een drainageweerstand gebeurt. Er ontstaat een denkbeeldig systeem waarbij de drainageweerstand bovenop de watervoerende laag ligt met het peil van de ontwateringsbasis daar weer bovenop. De neerslag komt als flux binnen op de grens van de denkbeeldige weerstandbiedende laag en de doorlatende laag. In werkelijkheid kan zo'n systeem niet bestaan, maar als rekenmodel voldoet het.

Uitgangspunt is de drainagevergelijking van Hooghoudt. De ontwateringsdiepte laat zich eenvoudig herleiden tot de opbolling  $m$  van de grondwaterstand tussen de ontwateringsmiddelen die evenwijdig en op gelijke onderlinge afstand zijn verondersteld (Figuur 6-1, bovendeel).

Hooghoudt's vergelijking kan worden geschreven als

$$L^2 = \frac{8k_2dm + 4k_1m^2}{P} \quad (6-2)$$

Hierin is  $k_1$  de doorlatendheid boven de ontwateringsbasis en  $k_2$  die eronder. De grootte  $d$  is de zogenoemde equivalente laagdikte, die een functie is van de werkelijke laagdikte  $D$ , de drainafstand  $L$  en de drainstraal  $r$ . Daarvoor bestaan tabellen, maar er zijn ook rekenkundige benaderingen, zoals die van Moody (1966). Er geldt altijd  $d < D$ . Daarmee is de vergelijking minder eenvoudig in het gebruik dan ze er op het eerste gezicht uitziet.

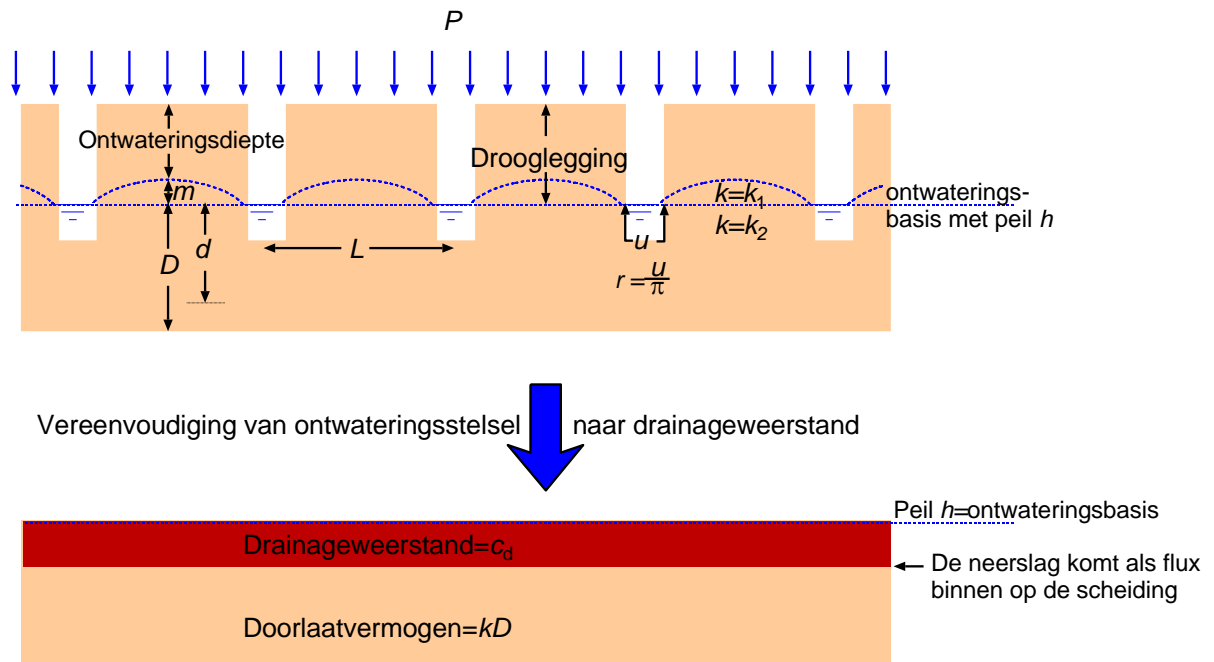
De tweede term in de teller van (6-2) beschrijft de stroming boven de ontwateringsbasis. Als de laagdikte  $D$  aanzienlijk groter is dan  $m$ , dan kan deze term worden verwaarloosd. Dat is meestal het geval. Daarmee reduceert zich vergelijking (6-2) tot

$$L^2 \approx \frac{8kdm}{P} \quad (6-3)$$

De drainageweerstand  $c_d$  is gedefinieerd in vergelijking (6-1). Omdat het gaat om een stationair veronderstelde neerslagaanvoer  $P$ , is deze gelijk aan de specifieke afvoer  $v$ , dus  $s=v$ .

---

<sup>4</sup> Theoretische eeuwigdurende constante neerslag  $P$  en de daarbij geaccepteerde ontwateringsdiepte (definitie in Figuur 4.18).



**Figuur 6-1. Vereenvoudiging van een ontwateringsstelsel naar een profiel met een weerstandbiedende laag met verticale weerstand  $c_d$  (drainageweerstand) en een doorlatende laag met doorlaatvermogen  $kD$ .**

Figure 6-1. Simplification of a drainage system to a profile with a resistive layer with resistance  $c_d$  (drainage resistance) and an aquifer with transmissivity  $kD$ .

Uit ( 6-1) en ( 6-3) en volgt dan:

$$c_d = \frac{L^2}{8kd} \quad (6-4)$$

Daarmee zijn  $P$  en  $m$  uit de vergelijking verdwenen en houden we iets over waarin alleen gebiedsgebonden grootheden staan. Voor de uitwerking van ( 6-4) is een spreadsheettoepassing ontwikkeld. Bij de bepaling van  $d$  uit  $D$ ,  $L$  en  $r$  is daarin de al genoemde benadering van Moody gevolgd. De gebruiker heeft er dus geen omkijken naar. Voor de waarde van  $r$  moet men bij buisdrenage de dikte van de eventuele drainomhulling meetellen. Bij ontwatering door sloten geldt dat  $r$  gelijk is aan de natte omtrek  $u$  gedeeld door  $\pi$ . Zie ook Figuur 6-1.

De slootafstand  $L$  is te bepalen aan de hand van de topografische kaart 1:25000.

Omdat in de meeste Nederlandse zandafzettingen horizontale gelaagdheid overheerst, is de horizontale doorlatendheid vrijwel altijd aanzienlijk groter dan de verticale. Als doorlatendheden worden gemeten, gaat het vrijwel altijd om horizontale doorlatendheid. Ook  $kD$ -waarden zijn gebaseerd op horizontale stroming. Een vuistregel is dat de verticale doorlatendheid een vijfde tot een tiende is van de horizontale. Het ontwikkelde spreadsheet Hoogmood vraagt voor de berekening om zowel de horizontale als de verticale doorlatendheid.

Als doorlatendheden niet bekend zijn, kan men op basis van het bodemmateriaal een schatting maken, bijvoorbeeld met behulp van <https://nl.wikipedia.org/wiki/Doorlatendheid>.

Voor dekzand, in Nederland het meest algemene zandige materiaal direct onder hoogveen, mag men uitgaan van  $0,5-3 \text{ md}^{-1}$  voor de horizontale doorlatendheid. Als meer gegevens ontbreken, kan men waarschijnlijk het beste uitgaan van het geometrisch gemiddelde van beide waarden:  $1,2 \text{ m d}^{-1}$ , eventueel af te ronden op  $1 \text{ md}^{-1}$ . De verticale doorlatendheid komt dan op  $0,1$  à  $0,2 \text{ md}^{-1}$ . Voor meer vuistregels, zie

<http://grondwaterformules.nl/index.php/vuistregels/ondergrond/doorlatendheid-per-grondsoort>.

Een vuistregel om de drainageweerstand in ontwaterd gebied te schatten is uit te gaan van een stationaire neerslag en afvoer van  $7 \text{ mm d}^{-1}$  en een ontwateringsdiepte van  $30 \text{ cm}$  voor grasland en één van  $50 \text{ cm}$  voor bouwland. De opbolling  $m$  is dan de drooglegging minus de ontwateringsdiepte en de drainageweerstand volgt uit vergelijking ( 6-1).

Een rekenvoorbeeld voor bouwland (ontwateringsdiepte 0,50 m): De ontwateringsbasis is 1,50 m onder maaiveld. Opbolling  $m = 1,50 \text{ m} - 0,50 \text{ m} = 1 \text{ m}$ . De drainageweerstand  $c_d$  bedraagt ongeveer  $1 \text{ m} / 0,007 \text{ m d}^{-1} \approx 150 \text{ d}$ . Omdat  $m$  de hoogste waterstand tussen de ontwateringsmiddelen is, wordt soms uitgegaan van  $\frac{1}{2} m$  als gemiddelde in plaats van hoogste waterstand. Dan berekent men  $c_d$  volgens

$$c_d = \frac{m}{2v} \quad (\text{6-5})$$

Dit geeft aan dat  $c_d$  geen 'harde' grootte is.

**ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit**

**o+bn**

**Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:**

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.



**Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Economische Zaken en BIJ12**

**Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)**

Princenhof Park 9  
3972 NG Driebergen  
0343-745250

drs. W.A. (Wim) Wiersinga  
Adviseur Plein van de kennis/  
Programmaleider Kennisnetwerk OBN  
0343-745255 / 06-38825303  
[w.wiersinga@vbne.nl](mailto:w.wiersinga@vbne.nl)

M. (Mark) Brunsveld MSc  
Programma-medewerker Kennisnetwerk OBN  
0343-745256 / 06-31978590  
[m.brunsveld@vbne.nl](mailto:m.brunsveld@vbne.nl)